

Guía técnica para la evaluación de la problemática del subsuelo asociada a compuestos organoclorados



**Agència de
Residus de
Catalunya**



Generalitat de Catalunya
**Departament de Territori
i Sostenibilitat**

*Esta guía ha sido solicitada por la
Agencia de Residuos de Cataluña al
Departamento de Ingeniería del
Terreno de la Universidad Politécnica
de Cataluña (UPC).*



Grup d'Hidrologia Subterrània
UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

Equipo de redacción

Dr. Daniel Fernàndez-Garcia

Albert Carles Brangarí

Genís Freixas Borrell

Diciembre 2012

Revisión:

Enero 2014

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	7
1.1. ¿Qué son los DNAPL?	9
1.2. ¿Cuál es su problemática?	10
2 SITUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO EN CATALUÑA	12
2.1. La contaminación del suelo	12
2.2. El uso de los compuestos organoclorados	13
3 TIPOLOGÍA DE DNAPL	15
3.1. Compuestos orgánicos halogenados	15
3.2. Alquitrán y creosota	16
3.3. Policlorobifenilos	17
3.4. Mezclas y pesticidas	17
3.5. Otras clasificaciones	19
4 PROPIEDADES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS DNAPL	21
4.1. Parámetros que controlan la capacidad de infiltración	21
4.1.1. Densidad (ρ)	21
4.1.2. Viscosidad dinámica (μ)	22
4.1.3. Movilidad relativa (M_r)	22
4.2. Parámetros que controlan la distribución de masa entre fases	23
4.2.1. Solubilidad (S)	24
4.2.2. Presión de vapor (P_{vap})	25
4.2.3. Constante de Henry (K_H)	27
4.2.4. Coeficiente de distribución (K_d)	28
4.3. Parámetros que controlan el movimiento	30
4.3.1. Saturación	30
4.3.2. Contenido volumétrico	31
4.3.3. Tensión interfacial (σ)	31
4.3.4. Ángulo de contacto (θ_c)	33



4.3.5.	Presión capilar (P_c)	34
4.3.6.	Saturación residual (S_r)	38
4.3.7.	Conductividad hidráulica y permeabilidad	40
5	MODELO CONCEPTUAL	44
5.1.	Casuística 1: infiltración de DNAPL sin penetrar en la zona saturada	44
5.2.	Casuística 2: infiltración de DNAPL y penetración en la zona saturada	46
5.3.	Casuística 3: infiltración de DNAPL con barreras capilares	48
5.4.	Casuística 4: infiltración de DNAPL con control estratigráfico	48
5.5.	Casuística 5: medios fracturados	49
5.6.	Casuística 6: sistemas multicapa	50
6	DISOLUCIÓN Y TRANSPORTE	51
6.1.	Disolución de fase libre	51
6.2.	Procesos de transporte	53
6.2.1.	Zona no saturada	53
6.2.2.	Zona saturada	55
7	CARACTERIZACIÓN DE EMPLAZAMIENTOS CONTAMINADOS	59
7.1.	Caracterización de aguas subterráneas	59
7.2.	Caracterización de los suelos	60
7.3.	Caracterización de gases	63
7.4.	Caracterización de DNAPL	64
7.5.	Interpretación de resultados	68
7.5.1.	Presencia de fase libre	68
7.5.2.	Interpretación de análisis químicos de muestras de suelos	70
8	VALORACIÓN DEL PROBLEMA DE CONTAMINACIÓN	72
8.1.	Concentraciones en suelos	72
8.2.	Concentraciones en las aguas subterráneas	74
8.3.	Concentraciones en vapores	75



9 TÉCNICAS DE RECUPERACIÓN DE SUELOS	78
10 RECUPERACIÓN DE SUELOS POR EXTRACCIÓN DE VAPORES	85
10.1. Introducción	85
10.2. Funcionamiento de la tecnología	86
10.3. Caracterización del problema	87
10.4. Factores que condicionan la extracción de vapores	89
10.5. Viabilidad	90
10.6. Estimación de la permeabilidad del aire	92
10.6.1. Correlación con propiedades físicas	92
10.6.2. Ensayo de vacío	93
10.7. Diseño de pozos de extracción de vapores	94
10.7.1. Conceptos generales	94
10.7.2. Zonas estancas	95
10.7.3. Impermeabilizaciones	96
10.7.4. Cálculo del número de pozos	97
10.7.5. Construcción de pozos de extracción de vapores	99
10.8. Radio de influencia y perfil de presiones de aire	100
10.9. Caudales de extracción de vapores	100
10.10. Ascenso del nivel freático con el vacío	101
10.11. Seguimiento de la extracción de vapores	103
10.12. Pruebas piloto	103
10.13. Tratamiento de vapores	104
BIBLIOGRAFÍA	105
GLOSARIO	113
DEFINICIÓN DE PARÁMETROS	117
ANEXO I. HOJAS DE CÁLCULO	121
A-1. Cálculo de la constante de Henry adimensional	121
A-2. Cálculo de concentración de gas basándose en la presión total del gas	123
A-3. Cálculo de la solubilidad efectiva	124
A-4. Cálculo de la presión parcial de vapor en mezclas	125



A-5. Volumen de DNAPL necesario para penetrar en la zona saturada	127
A-6. Cálculo del coeficiente de distribución Kd	129
A-7. Presencia de DNAPL residual en una muestra de suelo saturada	130
A-8. Presencia de DNAPL residual en una muestra de suelo no saturada	133
A-9. Masa total de contaminante en una pluma de contaminación	136
A-10. Masa total de contaminante en un penacho de vapores	138
B-1. Cálculo del coeficiente de agotamiento de DNAPL	141
B-2. Valoración de la recuperación de las aguas subterráneas	146
B-3. Movimiento y evolución de vapores en la zona no saturada ...	150
C-1. Estimación del radio de influencia de un bombeo	153
C-2. Estimación de la permeabilidad del aire in situ	156
C-3. Bombeo necesario para contrarrestar un ascenso del nivel freático	160
C-4. Cálculo de la tasa de extracción del contaminante: escenario I	162
C-5. Cálculo de la tasa de extracción del contaminante: escenario II	167
C-6. Cálculo del número de pozos de extracción	171
ANEXO II. TABLA DE PROPIEDADES	174
Tabla A-1. Fórmula, peso molecular, densidad y viscosidad	174
Tabla A-2. Solubilidad, presión de vapor y constante de Henry ...	177
Tabla A-3. Adsorción, densidad de vapor y tensión interfacial	180
Tabla A-4. Difusión, degradación en suelos y aguas subterráneas	183
Tabla A-5. Valores genéricos para la protección de las aguas subterráneas	186
Tabla A-6. Valores genéricos para la protección de la salud humana en suelos (Real Decreto 9/2005)	188
Tabla A-7. Valores genéricos para la protección de ecosistemas en suelos (Real Decreto 9/2005)	190
ANEXO III. TABLAS DE CONVERSIÓN DE UNIDADES	192



1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

A escala europea, la actividad industrial a lo largo de los dos últimos siglos, y especialmente en el transcurso de los últimos cuarenta años, ha conllevado que la sociedad civil haya visualizado y percibido que hay que preservar el medio ambiente, aumentando la conciencia medioambiental colectiva asociada a la necesidad de encontrar soluciones a los problemas detectados como consecuencia de los efectos adversos provocados por los diferentes procesos productivos, el uso de materias primas nocivas o el abandono de residuos industriales.

Cataluña es un país fuertemente industrializado. La primera fábrica que se construyó fue el vapor Bonaplata en el año 1832, fecha que simboliza el inicio industrial de Cataluña (Feliu y Alayo, 2002). Fruto de este pasado y presente industrial y de la promulgación de una normativa ambiental cada vez más exigente con la protección del subsuelo, durante los últimos veinte años, y a partir de la publicación de la Ley 6/1993, de 15 de julio, Reguladora de los Residuos, se han evaluado, valorado y recuperado un gran número de emplazamientos con problemas ambientales asociados a la contaminación del suelo, muchos de ellos por compuestos derivados del petróleo y otros por productos de síntesis.

Podríamos entender la calidad de un suelo como su capacidad para realizar plenamente funciones esenciales de los organismos vivos, de las personas, de los animales y de las plantas. La calidad de un suelo no se refiere únicamente al ámbito agrícola, aunque la mayoría de los estudios realizados se concentran en este campo. Los suelos proporcionan beneficios individuales y privados relacionados con la producción de alimentos o de sustento estructural, pero también beneficios globales. Algunos ejemplos destacados están relacionados con la captación de carbono, la protección de la calidad de las aguas o la conservación de la productividad agrícola para generaciones futuras.

Actualmente hay un marco normativo suficientemente maduro y desarrollado que vela por la protección del suelo. Concretamente son, la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (que deroga la Ley 10/1998, de Resi-



duos); el Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados; la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, y la Ley 5/2013, de 11 de junio, por la que se modifican la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación y la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

Entre los emplazamientos afectados por contaminación del suelo, en Cataluña, destacan los relacionados con metales pesados, hidrocarburos derivados del petróleo e hidrocarburos clorados. Estos últimos son normalmente productos de síntesis más densos que el agua, conocidos como DNAPL (sigla del inglés *Dense Non-Aqueous Phase Liquids*) o simplemente con el término genérico NAPL. Estos productos se usan principalmente en el sector industrial como disolventes, refrigerantes y detergentes, y son difíciles (y también caros) de localizar cuando se encuentran como contaminantes en el subsuelo. Se diferencian de los LNAPL (*Light Non-Aqueous Phase Liquids*) porque estos últimos presentan una densidad inferior a la del agua. Los ejemplos más comunes de LNAPL son la gasolina, el benceno, el xileno y otros hidrocarburos derivados del petróleo.

Los DNAPL, al ser más densos que el agua, poco viscosos y presentar tensiones superficiales bajas, se pueden infiltrar fácilmente en el subsuelo y contaminar los suelos y las aguas subterráneas, por lo que pueden conllevar graves problemas medioambientales. Asimismo, muchos de estos productos son volátiles y generan fácilmente vapores que pueden afectar a la salud humana y al medio ambiente. La evaluación del riesgo asociado a estos compuestos es un proceso complejo, debido a las singularidades de este tipo de contaminación en el momento de confeccionar el modelo conceptual. El comportamiento de estos contaminantes es altamente sensible a las heterogeneidades del medio natural y a los procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en el medio.

Este documento quiere presentar una guía técnica para la evaluación de la problemática del subsuelo asociada a compuestos organoclorados. Los objetivos de la guía son dar a conocer cuál es la problemática asociada a estos contaminantes y cuál es su comportamiento en el subsuelo y, por otra parte, ofrecer pautas para prevenir, diagnosticar y recuperar los suelos que han recibido un impacto por DNAPL.

Para facilitar la comprensión de la guía y su consulta, se ha estructurado el texto del siguiente modo: en primer lugar se describen las propiedades físicas y químicas básicas que controlan el comportamiento de los DNAPL en el subsuelo (capítulo



4). A continuación se identifican una serie de escenarios tipo de emplazamientos contaminados por DNAPL y se muestran diferentes modelos conceptuales sobre la posible distribución de estos compuestos en el suelo y en las aguas subterráneas (capítulo 5). Seguidamente, se explican los procesos de transporte que estos contaminantes experimentan una vez se introducen en el subsuelo (capítulos 6) y se describen las técnicas de caracterización más usuales de aplicación en emplazamientos contaminados (capítulo 7). En el capítulo 8 se valora su problemática basándose en la fase de caracterización. Finalmente, se lleva a cabo una revisión de las técnicas más comunes de descontaminación de estos contaminantes en suelos y aguas subterráneas (capítulo 9) y se explica con detalle la técnica de restauración basada en la extracción de vapores (capítulo 10). En el anexo I se presentan una serie de hojas de cálculo con ejemplos de aplicación sobre los diferentes temas tratados y el anexo II muestra las tablas de propiedades.

Las fórmulas que se presentan a lo largo de la guía están expresadas en unidades consistentes, de forma que todos los tipos de unidades deben ser coherentes entre sí o estar en el mismo sistema. Es decir, cuando se aplica una fórmula se utilizan siempre las mismas unidades básicas. Por ejemplo, en el sistema internacional utilizamos los metros, los segundos y los kilogramos para hablar de distancia, tiempo y masa.

1.1. ¿Qué son los DNAPL?

Definición: la sigla DNAPL proviene del inglés *Dense Non-Aqueous Phase Liquids*. Se incluyen en este grupo diferentes fluidos inmiscibles en agua que forman una fase diferente de la acuosa (efecto parecido a la mezcla de aceite y agua). Como su nombre indica, a diferencia de un aceite, son productos más densos que el agua. El término lo utilizan principalmente ingenieros, ambientólogos e hidrogeólogos para describir un grupo de contaminantes presentes en aguas superficiales, en aguas subterráneas o en el propio suelo.

Los DNAPL incluyen un gran número de productos químicos. Algunos de los más importantes son los disolventes organoclorados, la creosota, los residuos de alquitrán de hulla y los pesticidas. De todos estos, los disolventes organoclorados son los más comunes en emplazamientos contaminados.



1.2. ¿Cuál es su problemática?

La Comisión Europea, mediante la Dirección General de Medio Ambiente, el Centro Común de Investigación y la Agencia Europea de Medio Ambiente, ha recogido datos sobre suelos contaminados de muchos países de Europa. Según la última recopilación de datos del 2011 (WHO, 2012), el número de sitios potencialmente contaminados en los países de la Agencia Europea de Medio Ambiente y en los países de los Balcanes occidentales, se estiman en torno a 2,4 millones. Ciento noventa mil de estos emplazamientos se han designado como sitios contaminados que requieren acciones urgentes de restauración. Las principales fuentes de contaminación puntuales en Europa son las actividades industriales y comerciales, junto con las relacionadas con la eliminación y el tratamiento de los residuos. Los metales pesados y los hidrocarburos derivados del petróleo son los contaminantes con más presencia en los suelos contaminados, mientras que los hidrocarburos clorados y los derivados del petróleo son los más frecuentes en aguas subterráneas. En Cataluña, se han identificado numerosos emplazamientos potencialmente contaminados por disolventes organoclorados, igual que en otras zonas industrializadas del resto de Europa, a consecuencia principalmente de una mala manipulación, transporte o gestión de los DNAPL, dada su utilización en un amplio espectro de procesos productivos industriales.

De acuerdo con las propiedades físicas y químicas de los DNAPL, cuando estos DNAPL se vierten en cantidades importantes al medio ambiente tienden a infiltrarse en el subsuelo, contaminan los suelos que atraviesan y se hunden en las aguas subterráneas, donde finalmente se acumulan sobre capas más impermeables. Su elevada capacidad de penetración y la complejidad del medio natural (heterogeneidad) hace que la contaminación por DNAPL sea compleja de localizar y, por lo tanto, sea difícil sanear y restaurar el subsuelo.

Destacable: el riesgo medioambiental que conlleva la presencia de estos tipos de contaminantes en el subsuelo es elevado. Las consecuencias son fáciles de observar a medio y largo plazo, principalmente porque (1) su toxicidad es elevada; (2) su solubilidad es baja pero suficiente para superar con creces los límites permitidos en agua potable, y (3) tienen un elevado potencial migratorio tanto a través de los gases del subsuelo como de las aguas subterráneas.

La infiltración de estos líquidos no acuosos a través del subsuelo depende principalmente de la naturaleza del vertido, de las características del líquido — como son su densidad, su tensión interfacial y su viscosidad—, de las propiedades del



medio poroso y, en menor medida, de las fuerzas hidráulicas presentes en el sistema. La migración de DNAPL se produce preferentemente por las vías más permeables, como pueden ser las fracturas en un medio rocoso o arcilloso consolidado o las capas altamente permeables de grano de mayor tamaño.

La detección visual del contaminante en muestras de suelo y agua subterránea puede llegar a ser difícil, ya que el DNAPL es a menudo transparente, se encuentra presente en concentraciones bajas o aparece distribuido de forma muy heterogénea en el subsuelo. Estos factores dificultan la caracterización del foco de contaminación, que normalmente se agrava por la presencia de mezclas de los compuestos.



2 SITUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO EN CATALUÑA

2.1. La contaminación del suelo

La valoración de la problemática ambiental asociada a un emplazamiento se lleva a cabo mediante una fase de investigación seguida de la evaluación de los informes complementarios (Real Decreto 9/2005). Los inventarios de emplazamientos potencialmente contaminados realizados por la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC) y la evaluación de estos estudios de investigación han permitido que desde 1991 y hasta finales del año 2012 se hayan identificado en Cataluña un total de 1.120 emplazamientos potencialmente contaminados.

En la **figura 2-1** se puede observar que el número total de emplazamientos ha crecido exponencialmente en los últimos doce años, con un máximo de 131 emplazamientos nuevos identificados durante el 2007, como consecuencia de la implantación del citado real decreto (9/2005). Desde el 2005, cada año se han evaluado aproximadamente una media de ochenta emplazamientos potencialmente contaminados nuevos. Esta tendencia se puede moderar por efecto de la crisis actual.

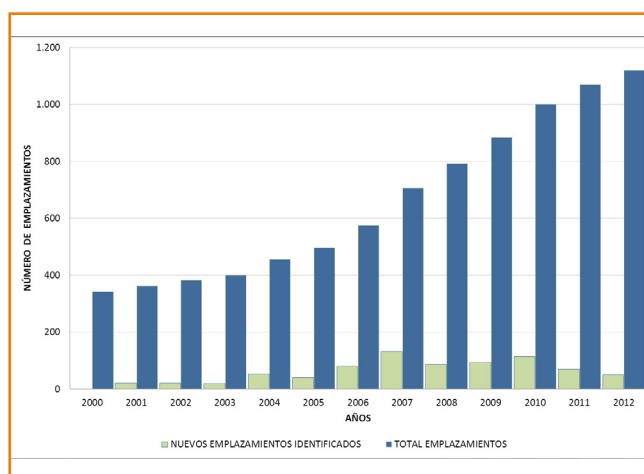


Figura 2-1. Evolución del número de emplazamientos considerados potencialmente contaminados en Cataluña. Fuente: ARC.

Los emplazamientos potencialmente contaminados se clasifican en función de su origen. De este modo, se puede distinguir entre los que tienen un origen industrial, comercial, los relacionados con antiguos depósitos, vertidos incontrolados, y los correspondientes a accidentes o vertidos accidentales y a otras casuísticas. Un 49 % de los emplazamientos evaluados por la ARC hasta el año 2012 tienen



un origen industrial, un 26 % son comerciales, los antiguos depósitos representan el 12 %, los vertidos incontrolados un 7 %, y como consecuencia del dragado de puertos, accidentes de transporte, vertidos accidentales y otras casuísticas, un 6 %.

En función de la tipología de los compuestos de interés que se encuentran asociados a los emplazamientos investigados, los hidrocarburos totales del petróleo (TPH) representan el 37 % de los casos, y los metales y los metaloides representan un 23 %. Los hidrocarburos aromáticos están presentes en un 15 % de emplazamientos, los hidrocarburos clorados en un 8 %, el cianuro y los PCB se encuentran en un 1 % de los casos, y el resto (mezcla de residuos mixtos que incluyen los pesticidas) se han identificado en un 16 % de los casos.

2.2. El uso de los compuestos organoclorados

Con el fin de evaluar la producción y el uso de compuestos organoclorados en Cataluña, se ha buscado la información disponible a partir de las declaraciones anuales de residuos industriales (DARI), presentadas a la ARC por los diferentes centros de producción industrial. En la siguiente tabla se muestran los diferentes grupos de organoclorados más utilizados por las industrias catalanas desde 1995 hasta el 2011:

Nombre	Cantidad (toneladas)
1,2-Dicloroetano (DCE)	561.043
Clorobenceno	2.314
Cloroformo (TCM)	149.429
Diclorometano (DCM)	46.659
Tetracloroetileno (PCE)	14.214
Tetracloruro de carbono	2.262
Tricloroetileno (TCE)	21.474
Otros organoclorados	30.026
TOTAL	827.421

Tabla 2-1. *Uso de compuestos organoclorados. Fuente: ARC*

Los productos químicos conocidos, como el 1,2-dicloroetano (DCE), utilizado principalmente en la fabricación del cloruro de vinilo para la elaboración de polímeros,



y el cloroformo (triclorometano o TCM) han sido los organoclorados industriales más utilizados en Cataluña durante el periodo 1995-2007. A partir del 2007 y hasta el 2012, el uso del cloroformo se reduce drásticamente por el significativo incremento del uso del DCE, con un total de consumo acumulado aproximado de 150.000 y 562.000 t desde 1995 hasta el 2011, respectivamente. Otros compuestos organoclorados utilizados por la industria catalana, por orden de importancia, son el diclorometano (DCM), el tricloroetileno (TCE) y el tetracloroetileno (PCE). Se estima que para el global de procesos productivos llevados a cabo en Cataluña se han utilizado unas 830.000 t de DNAPL durante los últimos diecisiete años.



3

TIPOLOGÍA DE DNAPL

Los DNAPL se clasifican en cuatro grandes grupos: compuestos orgánicos halogenados, alquitrán y creosotas, policlorobifenilos (PCB), y mezclas y pesticidas. La mayor parte de los emplazamientos afectados por DNAPL contienen compuestos orgánicos halogenados, principalmente organoclorados. Sus propiedades químicas (alta densidad, baja viscosidad, volatilización elevada y solubilidad significativa relativa a la toxicidad) y el uso generalizado favorecen la migración y acentúan la problemática derivada.

3.1. Compuestos orgánicos halogenados

Los compuestos orgánicos halogenados o disolventes clorados son productos de síntesis que se utilizan de forma generalizada desde principios del siglo XIX, principalmente como disolventes y productos químicos intermedios. Se obtienen por sustitución de uno o más átomos de hidrógeno por cloro (u otro halógeno) en productos petroquímicos como el metano, el etano, el eteno, el propano y el benceno. Muchos bromocarburos y fluorocarburos se fabrican a partir de hacer reaccionar compuestos intermedios, como pueden ser el cloroformo o el tetracloruro de carbono, con compuestos de bromuro y fluoruro.

Los disolventes halogenados, sobre todo los hidrocarburos clorados y, en menor grado, los hidrocarburos bromados y fluorados, son los productos químicos que se encuentran más habitualmente en emplazamientos contaminados por DNAPL. Tienen un elevado potencial de contaminación, a causa de su extensa producción y utilización, su capacidad de infiltración en el subsuelo y la elevada relación toxicidad/solubilidad que presentan.

La contaminación de suelos por compuestos orgánicos halogenados se asocia tanto a industrias que producen o utilizan los mismos líquidos como a depósitos de almacenamiento del producto. Así pues, pueden provenir de fugas en tanques de almacenamiento o en conducciones auxiliares, o de vertidos accidentales durante operaciones.



La **tabla 3-1** resume los compuestos orgánicos halogenados más comunes que se encuentran en emplazamientos contaminados. Las tablas de propiedades del **anexo II** presentan una lista más extensa.

3.2. Alquitrán y creosota

El alquitrán de hulla y la creosota son mezclas complejas de DNAPL que se obtienen como subproducto del proceso de producción del carbón de coque durante el proceso de fusión del hierro. Estos productos están formados por mezclas complejas que contienen más de doscientas cincuenta sustancias químicas individuales. Se caracterizan por el hecho de ser aceitosos y generalmente de color marrón o negro. Tienen densidades específicas que oscilan entre 1,01 y 1,20, viscosidades mucho más altas que el agua (normalmente de 10 a 70 cP) y un olor característico a naftaleno (naftalina).

La presencia de creosota y de alquitrán de hulla en el subsuelo está asociada a las antiguas plantas de gas manufacturado, de destilación de alquitrán de hulla, a plantas de acero de la industria de coquización y a las de tratamiento de la madera. También se utilizan como materia prima en la construcción de carreteras e impermeabilizaciones.

El alquitrán de hulla está formado por mezclas de hidrocarburos aromáticos con bases nitrogenadas y fenoles, y generalmente también contiene un componente de aceite ligero (< 5 % del total), como el benceno, el tolueno, el etilbenceno, el xileno (BTEX) o el naftaleno. En general, se utiliza como recubrimiento o pintura especializada por su resistencia a los ácidos y otras sustancias corrosivas, como puede ser el agua de mar. Históricamente, ha sido producido por las centrales de carbón y como subproducto de las plantas de gas manufacturado y de la industria del acero de coque. Se ha utilizado ampliamente para proteger la madera, que se impregna con el producto, gracias a la propiedad biocida de este.

La creosota, en cambio, presenta una composición muy variada en función de sus diferentes usos. Se estima que contiene un 85 % de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), un 10 % de compuestos fenólicos y un 5 % de N, S y O-heterocíclicos compuestos. La sustancia química se obtiene de la destilación del alquitrán a temperaturas comprendidas entre 180 °C y 400 °C. Las creosotas se utilizan solas o diluidas con alquitrán de hulla, petróleo o, con menos frecuencia, con pentaclorofenol. La densidad específica de productos de creosota es de 1,07-1,13 (de 38 °C a 15,5 °C para el agua). La dilución reduce el peso específico de la solución de creosota aproximadamente hasta 1,01-1,05.



3.3. Policlorobifenilos

Los policlorobifenilos (PCB) son líquidos extremadamente estables, no inflamables, densos y viscosos. A causa de su uso generalizado y su alta capacidad de persistencia en el medio natural, estos compuestos se detectan a menudo en el suelo, aunque en concentraciones muy bajas. Los PCB están considerados uno de los doce contaminantes más nocivos fabricados por el hombre, según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Por este motivo, desde 1979 la agencia gubernamental de los Estados Unidos EPA restringe su fabricación, elaboración, uso y distribución a actividades específicamente autorizadas.

Son compuestos que se forman sustituyendo átomos de hidrógeno por átomos de cloro en una molécula de bifenilo (benceno de doble anillo). Su destino industrial principal es como fluido dieléctrico en transformadores y condensadores, pero también se utilizan en interruptores de aceite, electroimanes, reguladores de voltaje, medios por transferencia de calor, líquidos antiincendios, fluidos hidráulicos, lubricantes, plastificantes, papel de copia sin carbón, agentes de eliminación de polvo, etc.

Una de las marcas principales bajo las que se ha vendido el producto, Aroclor, lo identifica mediante un número de cuatro dígitos. Los dos primeros dígitos indican los átomos de carbono en el anillo doble bifenilo y los dos últimos indican el porcentaje en peso de cloro en su mezcla. El Aroclor 1016 contiene aproximadamente el 41 % de cloro y no sigue la convención mencionada. Los Aroclor son más densos y más viscosos que otros DNAPL y son menos solubles cuanto más elevado es el contenido de cloro en la mezcla. A grandes rasgos, los Aroclor 1016-1248 son aceites incoloros y móviles en el subsuelo, el Aroclor 1254 es un líquido viscoso de color amarillo y, finalmente, el Aroclor 1260 es una resina pegajosa negra.

3.4. Mezclas y pesticidas

Este grupo de DNAPL se refiere a los fluidos de densidades elevadas e inmiscibles que no están clasificados como disolventes halogenados, alquitrán de hulla, creosota o PCB. En este grupo se incluyen las mezclas de diferentes compuestos y algunos herbicidas y pesticidas. La **tabla 3-1** resume los DNAPL más comunes que se encuentran en emplazamientos contaminados.



Tipo	Sustancia química	Solu- bilidad (mg/l)	Densidad (g/cm ³)	Presión de vapor (mm Hg)	Const. de Henry (atm·m ³ /mol)	Temp. de ebulli- ción (°C)
Disolvente clorado	Tetracloroetileno (PCE)	150	1,623	14	0,0153	121
	Tricloroetileno (TCE)	1.100	1,464	57,8	0,0091	87
	1,1,1-Tricloroetano (TCA)	1.360	1,339	100	0,018	74
	Cloroformo	8.000	1,483	160	0,0032	62
	Tetracloruro de carbono	800	1,594	90	0,0302	77
	1,2-Dicloroetano	8.690	1,235	64	0,00091	83
	Clorobenceno	500	1,106	9	0,00445	132
	1,2-Diclorobenceno (EDB)	100	1,305	1	0,0019	180
	1,3-Diclorobenceno	111	1,288	2,3	0,0036	173
	1,1,2-Tricloroetano	4.500	1,440	19	0,00074	114
	1,2,4-Triclorobenceno	19	1,454	0,4	0,00232	210
Otros compuestos orgánicos halogenados	Cloruro de bencilo	493	1,100	0,9	0,000304	179
	Bromobenceno	500	1,495	3,3	0,0024	156
	Bromoclorometano	16.700	1,934	1,41	0,00144	68
	Bromodiclorometano	4.500	1,980	50	0,000212	90
	Bromoformo	3.010	2,890	4	0,000532	149
	Bis(2-cloroetil)éter	10.200	1,220	0,71	0,000013	179
	2-Cloroetil vinil éter	15.000	1,048	26,8	0,00025	108
	Bis(2-cloroisopropil)éter	1.700	1,103	0,85	0,00011	187
	1-Cloro-1-nitropropano	6	1,209	5,8	0,157	142
	4-Clorofenil fenil éter	3,3	1,203	0,0027	0,00022	284
	Dibromoclorometano	4.000	2,451	76	0,00099	117
	1,1-Dicloroetano	5.500	1,176	182	0,0043	56
	1-Yodopropano	1.060	1,749	40	0,00909	102
	Hexaclorobutadieno	2,55	1,554	0,15	0,026	215
	Pentacloroetano	500	1,680		0,00245	159
	1,1,2,2-tetrabromoetano	700	2,875	0,1	0,000064	239
	1,1,2,2-Tetracloroetano	2.900	1,595	5	0,00038	146
	1,2,3-Tricloropropano	1.750	1,389	2	0,000318	142
	1,1,2-Tricloro-1,2,2-trifluoroetano	200	1,564	284	0,333	48



Tipo	Sustancia química	Solu- bilidad (mg/l)	Densidad (g/cm ³)	Presión de vapor (mm Hg)	Const. de Henry (atm·m ³ /mol)	Temp. de ebulli- ción (°C)
Aromáticos, ftalatos y otros	Cloroanilinas	35.000	1,022	0,3	0,136	184
	Clorotoluenos	48	1,072	4,6	0,016	160
	Nitrotoluenos	600	1,163	0,15	0,0000451	222
	Nitrobenzenos	1.900	1,204	0,15	0,0000245	211
	Ftalato de bencilo y butilo	2,82	1,120	0,0000086	0,0000013	370
	Ftalato de di-n-butilo	10,1	1,046	0,000014	0,000063	335
	Dietil ftalato	928	1,118	0,00165	0,000000846	298
	o-Anisidina	13.000	1,092	< 0,1	0,00000125	224
	Tri-o-cresil fosfato	0,3	1,955			410
Mezclas de PCB	Aroclor 1221	0,59	1,180	0,0067	0,000324	275
	Aroclor 1232	1,45	1,240	0,0046	4,64	290
	Aroclor 1242	0,2	1,392	0,001	0,00056	325
	Aroclor 1248	0,05	1,410	0,000494	0,0035	340
	Aroclor 1254	0,05	1,505	0,00006	0,0027	365
Pesticidas	Cloropicrina	2.000	1,656	20	0,084	112
	1,2-Dibromo-3-cloropropano	1.000	2,050	0,8	0,000249	196
	1,2-Dicloropropano	2.700	1,560	42	0,0023	96
	1,2-Dicloropropileno	2.700	1,224	25	0,0013	104
	Diclorvos	10.000	1,415	0,012	0,005	109
	Dibromuro de etileno	4.320	2,179	11	0,000706	131
	Malatión	145	1,230	0,00000125	0,00000000489	156
	Paratión	12	1,260	0,0004	0,0000000856	375

Tabla 3-1. Lista de sustancias químicas comunes asociadas a DNAPL

3.5. Otras clasificaciones

Los DNAPL también se pueden clasificar a partir de su volatilidad. Los compuestos orgánicos volátiles se denominan COV. Son compuestos orgánicos que tienen constantes de Henry y presiones de vapor elevadas, solubilidades moderadas y pesos moleculares pequeños.

La volatilidad de un compuesto es generalmente mayor cuanto más pequeña es su temperatura de ebullición (T_b) y mayores son su constante de Henry (K_H) y su presión de vapor (P_{vap}). Por lo tanto, se puede afirmar que los COV tienen una composición química favorable a la evaporación en condiciones normales de tempera-



tura y presión. En general, estos compuestos presentan constantes de Henry superiores a 10^{-5} atm·m³/mol y presiones de vapor superiores a 1 mm Hg (0,0013 atm).

Los compuestos orgánicos se pueden clasificar como sigue:

Compuesto orgánico	Temperatura de ebullición	Ejemplo
Volátiles (COV)	$T_b < 250\text{ }^{\circ}\text{C}$	Algunos halogenados como el percloroetileno (PCE) y el tricloroetileno (TCE)
Semivolátiles (SCOV)	$250\text{ }^{\circ}\text{C} < T_b < 390\text{ }^{\circ}\text{C}$	PCB, pesticidas y algunos halogenados
Poco volátiles	$T_b > 390\text{ }^{\circ}\text{C}$	Lubricantes

Tabla 3-2. Clasificación de los compuestos orgánicos según su volatilidad

En general, los compuestos orgánicos halogenados son volátiles o semivolátiles, los PCB y pesticidas son semivolátiles y los aceites lubricantes son muy poco volátiles. Para una descripción detallada de los parámetros descritos en este apartado, véase el **capítulo 4**.



4 PROPIEDADES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS DNAPL

En este apartado se exponen los parámetros básicos que controlan la capacidad de infiltración de un DNAPL en el subsuelo y su consiguiente redistribución en el agua y el aire intersticial.

4.1. Parámetros que controlan la capacidad de infiltración

4.1.1. Densidad (ρ)

Definición: la **densidad** es la masa por unidad de volumen de una sustancia. El símbolo habitual de la densidad es la letra griega ρ y se expresa en gramos por centímetro cúbico. Por ejemplo, el agua a temperatura estándar (25 °C) tiene una densidad de 1 g/cm³. La densidad varía en función de distintos parámetros, entre los que destaca la temperatura.

A menudo, esta propiedad se presenta como **densidad específica o relativa** (ρ_r), que se define como la relación entre la densidad de una sustancia y la densidad de un líquido de referencia a temperatura estándar (25 °C), generalmente el agua:

$$\rho_r = \frac{\rho}{\rho_w} = \frac{\text{Densidad del fluido}}{\text{Densidad del agua}} \quad (4-1)$$

Donde ρ es la densidad del fluido y ρ_w es la densidad del agua. Los compuestos orgánicos halogenados son generalmente más densos que el agua y su densidad tiende a aumentar con su grado de halogenación (por ejemplo, con el número de cloruros en los compuestos orgánicos halogenados). La importancia que tiene la densidad en el comportamiento de estos líquidos es fundamental. Las densidades de la mayoría de DNAPL oscilan entre 1,01 y 1,65 (entre un 1 % y un 65 % mayor que el agua). Diferencias de densidad de solo 0,1 % pueden hacer que un soluto se hunda o no en las aguas subterráneas.



4.1.2. Viscosidad dinámica (μ)

Definición: la **viscosidad dinámica** mide la fricción interna derivada de la cohesión molecular que tiene lugar en un fluido cuando este fluido intenta resistir su propio movimiento. De este modo, representa la resistencia que ofrece un fluido a fluir.

Así pues, el agua tiene una viscosidad muy baja y, por lo tanto, se derrama fácilmente cuando se vierte; no sucede lo mismo con líquidos más viscosos, como la miel. El símbolo habitual de la viscosidad dinámica es la letra griega μ y normalmente se expresa en unidades de centipoise, donde $1 \text{ cP} = 0,001 \text{ Pa}\cdot\text{s} = 0,001 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$.

Un DNAPL de viscosidad baja se infiltra más fácilmente en el subsuelo que otro de viscosidad más alta (suponiendo que todos los demás factores, como la tensión interfacial, sean iguales). La viscosidad y la densidad de los DNAPL son propiedades importantes, ya que los parámetros que controlan su movilidad, como la permeabilidad, dependen intrínsecamente de estas propiedades. Así pues, en emplazamientos contaminados por mezclas de DNAPL, los compuestos de **menor viscosidad podrán migrar verticalmente a mayor profundidad**.

La viscosidad de los DNAPL no es necesariamente constante en el tiempo, sino que evoluciona continuamente. Lo más habitual es que aumente en el tiempo a medida que los compuestos más volátiles se evaporan y se disuelven.

4.1.3. Movilidad relativa (M_r)

Definición: la **movilidad relativa** mide la capacidad de infiltración de un líquido. Cuanto mayor sea su movilidad relativa, más lejos podrá penetrar el líquido en el subsuelo. El símbolo habitual de la movilidad relativa es M_r y no se expresa en unidades.

El concepto de movilidad relativa con respecto al agua (M_r) es una forma de medir la capacidad que tiene un DNAPL para migrar verticalmente en el subsuelo y se define como sigue:

$$\text{Movilidad relativa: } M_r = \frac{\rho_n / \mu_n}{\rho_w / \mu_w} \quad (4-2)$$

Donde ρ_n y ρ_w son, respectivamente, las densidades del DNAPL y del agua, y μ_n y μ_w son las viscosidades dinámicas. El parámetro que resulta de la ecuación es el cociente entre las densidades y las viscosidades de ambos fluidos. Esta definición permite deducir que este parámetro no se expresa en unidades.



La movilidad asociada a los productos químicos PCE (percloroetileno) y TCE (triclороetileno) es aproximadamente dos veces mayor que la del agua, $M_r \approx 2$. Por este motivo, se considera que ambos componentes presentan una movilidad alta.

4.2. Parámetros que controlan la distribución de masa entre fases

En un emplazamiento contaminado por DNAPL, las tres fases fluidas presentes en el suelo son la fase gas (aire), la fase acuosa (agua) y la fase DNAPL (producto de síntesis). En estas condiciones, el DNAPL transfiere parte de su masa a las distintas fases en función de su capacidad para volatilizarse, disolverse y ser adsorbido en la matriz del suelo. El intercambio de masa entre las distintas fases se muestra esquemáticamente en la **figura 4-1**.

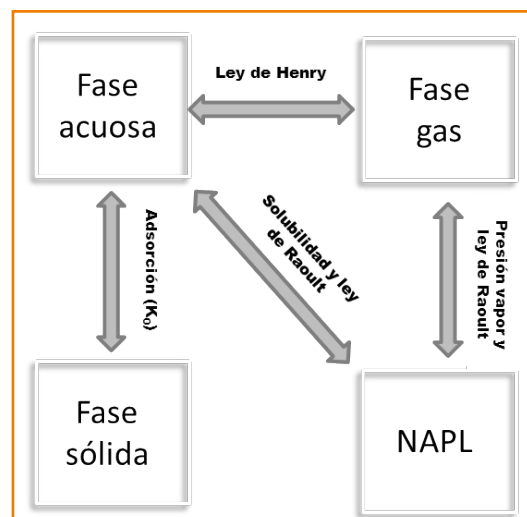


Figura 4-1. Esquema de intercambio de masa entre fases.

Destacable:

- Cuando el DNAPL está en contacto con el agua del subsuelo, una parte del producto DNAPL se disuelve en el agua. El parámetro que controla la capacidad de disolución es la **solubilidad**.
- ττ Cuando el DNAPL está en contacto con el aire del subsuelo, una parte del producto se volatiliza en el aire. La **presión de vapor** es el parámetro que controla la capacidad de volatilización.
- Cuando el agua está en contacto con el aire del subsuelo, una parte del contaminante DNAPL disuelto se evapora. El parámetro que controla la capacidad de evaporación de los compuestos disueltos en el agua es la **constante de Henry**.
- Cuando el agua está en contacto con la matriz sólida del subsuelo, una parte del contaminante DNAPL disuelto se adsorbe en el suelo. El parámetro que controla la capacidad de adsorción es el **coeficiente de distribución**.



El proceso de transferencia de masa entre las distintas fases es transitorio y depende del grado de desequilibrio entre las fases. No obstante, a menudo la tasa de intercambio másico es suficientemente rápida para considerar válida la hipótesis de equilibrio químico local. Entre los procesos transitorios más notables destaca la **disolución de DNAPL** en las aguas subterráneas, que es un proceso normalmente lento en comparación con el movimiento del agua (véase el **capítulo 6**). En el capítulo 6 se indican las relaciones de transferencia de masa de contaminante entre las distintas fases del medio poroso (suelo, aire y agua) en el supuesto de equilibrio químico local.

4.2.1. Solubilidad (S)

Definición: la **solubilidad** se define como la concentración máxima del líquido DNAPL que se puede llegar a disolver en el agua a una temperatura y una presión determinadas (normalmente, 20 °C y 1 atm). El símbolo habitual de la solubilidad es la letra mayúscula *S* y se expresa en unidades de masa por unidad de volumen de agua, es decir, en unidades de concentración: miligramos por litro (mg/l) o microgramos por litro (µg/l), donde $1 \text{ mg/l} = 10^3 \text{ µg/l}$. Los valores de solubilidad de los diferentes compuestos químicos DNAPL más comunes se presentan en la **tabla A-2 del anexo II**.

Según Mackay et ál. (1985) y Pankow y Cherry (1996), en general se observa que los compuestos orgánicos solubles que derivan de la disolución de DNAPL se pueden encontrar en las aguas subterráneas en concentraciones de menos de un 10 % de los límites de solubilidad. Normalmente se entiende que una concentración de **más del 1 % de la solubilidad efectiva** indica la posible presencia de líquido DNAPL en el subsuelo (véase el **capítulo 7, apartado 5**).

La discrepancia entre la solubilidad y las concentraciones medidas en campo es producto de distintos factores, entre los que se encuentran la **heterogeneidad** del medio y los procesos de **transporte** y **biodegradación**, la **distribución errática** de la fase DNAPL en el foco de contaminación, la **mezcla de aguas subterráneas** en los pozos de observación y la **lenta disolución** de la fase DNAPL en agua, que no permite que las concentraciones alcancen su estado global de equilibrio.

No obstante, aunque las concentraciones sean pequeñas con relación a la solubilidad, hay que destacar que su alta toxicidad genera igualmente importantes plumas de contaminación con concentraciones que pueden sobrepasar los estándares de agua potable (véase el **capítulo 8**).



Un factor importante que debe considerarse es la **mezcla de sustancias químicas** en la fase DNAPL. En una mezcla, la solubilidad que realmente presenta cada uno de los compuestos químicos que componen el DNAPL es menor que las solubilidades de los compuestos analizados individualmente. La solubilidad real de un compuesto químico se denomina **solubilidad efectiva**.

La solubilidad efectiva que realmente tiene una sustancia química que forma una mezcla de DNAPL se puede estimar mediante una analogía con la ley de Raoult de los gases ideales. Consiste en multiplicar la fracción molar de la sustancia química del DNAPL por su solubilidad acuosa en forma pura (Banerjee, 1984; Feenstra et ál., 1991; Mackay et ál., 1991). En el **anexo I** se presenta la **hoja de cálculo A-3** con los pasos que deben seguirse para estimar la solubilidad efectiva de un compuesto químico, junto con un ejemplo de aplicación.

Los otros factores que afectan a la solubilidad son la temperatura, la salinidad, la utilización de cosolventes y la presencia de materia orgánica disuelta. La solubilidad de la mayoría de los productos químicos orgánicos aumenta con la temperatura (Lyman et ál., 1982) y disminuye cuando aumenta la salinidad (Rossi y Thomas, 1981; Eganhouse y Calder, 1973) y la cantidad de materia orgánica disuelta.

4.2.2. Presión de vapor (P_{vap})

Definición: la **presión de vapor** describe la interacción entre los vapores del suelo y la fase líquida DNAPL en estado de equilibrio. La presión de vapor se define como la presión parcial del gas que se obtiene por volatilización de un líquido DNAPL en condiciones de equilibrio a una determinada temperatura (20 °C). El símbolo habitual de la presión de vapor es P_{vap} y se expresa en unidades de presión, normalmente atmósferas (atm) o milímetros de mercurio (mm Hg). La relación de unidades es 1 mm Hg = 0,00131578947 atm. En general, valores de la presión de vapor mayores que 1 mm Hg (0,0013 atm) indican que el líquido DNAPL es volátil y que, por lo tanto, puede generar vapores. Los valores de la constante de Henry de los compuestos químicos DNAPL más comunes se presentan en la **tabla A-2 del anexo II**.

En estado de equilibrio, la relación entre el DNAPL en fase líquida y en fase gaseosa está determinada por la presión de vapor P_{vap} , que es la presión parcial del vapor generado por el líquido a una temperatura dada. Las presiones parciales en fase gas se pueden transformar en concentraciones a partir de la ley de gases ideales. Los cálculos que hay que seguir se encuentran en la **hoja de cálculo A-2 del anexo I**, acompañados de un ejemplo de aplicación. Hay que tener en cuenta que la



presión de vapor de compuestos organoclorados aumenta sustancialmente con la temperatura. Esta dependencia se puede estimar mediante la ecuación de Antoine (Dean, 1979).

Cuando el producto líquido está formado por una mezcla de distintas sustancias, cada compuesto químico se volatiliza para alcanzar una determinada presión parcial característica en la fase gas. Esta presión parcial se puede calcular mediante la ley de Raoult. Los cálculos que hay que seguir se encuentran en la **hoja de cálculo A-4 del anexo I**, acompañados de un ejemplo de aplicación.

La volatilización final que tiene lugar en el subsuelo no solo es función de la presión de vapor y la constante de Henry, sino que también depende del modo en que los compuestos volátiles son capaces de migrar en el subsuelo. Este proceso se produce principalmente a partir de un proceso de difusión (véase el **capítulo 6**). La efectividad de este mecanismo de transporte depende de las concentraciones del contaminante, del contenido de humedad, de las características de adsorción, de la temperatura del suelo, del contenido de carbono orgánico, de la porosidad, de la densidad y del contenido de arcilla (Lyman et ál., 1982). Se observa que cuanto más adsorción hay, asociada a un contenido elevado de carbono orgánico, más pequeña es la tasa de volatilización. En cambio, un aumento del flujo de aire o de la temperatura del suelo tiende a elevar la tasa de volatilización. La capacidad de un líquido DNAPL de volatilizarse aumenta con la presión de vapor.

Los compuestos orgánicos volátiles son los que tienen mayor afinidad para volatilizarse. Mediante esta característica se pueden definir como las sustancias químicas que tienen una **presión de vapor mayor que 1 mm Hg (0,0013 atm) a 20 °C**.



4.2.3. Constante de Henry (K_H)

Definición: la **constante de Henry** describe la interacción de equilibrio entre los vapores de la fase gas y de la fase acuosa. Se define como la relación entre la presión parcial de la sustancia química en fase gas (atm) y su concentración en agua (mol/m^3) en estado de equilibrio y a cierta temperatura (25°C). El símbolo habitual de la constante de Henry es K_H y se expresa en unidades de $\text{atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$. Los valores de la constante de Henry mayores que $10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ indican que el compuesto es volátil una vez disuelto en agua. Las constantes de Henry de los compuestos químicos DNAPL más comunes se presentan en la **tabla A-2 del anexo II**.

La relación entre el DNAPL disuelto en el agua y el presente en la fase gaseosa está determinada por la constante de Henry, que relaciona la presión parcial de una sustancia química en la fase gas y la concentración de un producto químico disuelto en agua. Esta ecuación considera condiciones de equilibrio a cierta temperatura de referencia (25°C):

$$K_H = \frac{p_g}{C_w} = \frac{\text{Presión parcial del gas}}{\text{Concentración en agua}} \quad (4-3)$$

Donde K_H es la constante de Henry, p_g es la presión parcial de la sustancia química en fase gas (atm) y C_w (mol/m^3) es la concentración en agua de la sustancia. La ley de Henry es válida para compuestos poco solubles (Noggle, 1985).

La constante de Henry se puede expresar de cuatro formas diferentes. Se puede utilizar el siguiente enlace para llevar a cabo la conversión de unidades:

Destacable:

Convertidor de unidades:

<http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/henryslaw.html>



La presión del gas se incrementa notablemente con la temperatura, pero, en cambio, la solubilidad solo lo hace de forma moderada con esta primera. El resultado final hace que el valor de K_H solo tienda a incrementar moderadamente con la temperatura.

Por otra parte, la capacidad de evaporación de un producto químico disuelto en agua aumenta con la constante de Henry. Los productos con mayor afinidad para volatilizarse se conocen como **compuestos orgánicos volátiles (COV)**. En términos de volatilización con respecto a la fase acuosa, los COV se pueden definir como las sustancias químicas que tienen una **constante de Henry mayor que $10^{-5} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$** .

La constante de Henry se utiliza, entre otros fines, para relacionar las concentraciones en fase gas C_g con las concentraciones en fase acuosa C_w en estado de equilibrio. La relación entre ambos (C_g/C_w) se conoce como **constante de Henry adimensional** y habitualmente se expresa con la letra mayúscula H . Su valor se obtiene multiplicando la presión del gas (atm) por el peso molecular (g/mol) y dividiendo el resultado por su solubilidad (g/m³). Los cálculos que deben seguirse se encuentran en la **hoja de cálculo A-1 del anexo I**, donde también van acompañados de un ejemplo de aplicación.

4.2.4. Coeficiente de distribución (K_d)

Definición: el **coeficiente de distribución** describe la interacción entre el líquido DNAPL disuelto en agua y la fase sólida del subsuelo en estado de equilibrio. Se define como la relación entre la cantidad total de DNAPL que es retenido en el material sólido del suelo (mg/kg) y la concentración de DNAPL disuelto en agua (mg/l). El símbolo habitual del coeficiente de distribución es K_d y se expresa en unidades de l/kg (litros por kilogramo de suelo) o ml/g (mililitros por gramo de suelo).

La adsorción es el conjunto de procesos mediante los cuales los distintos átomos, iones o moléculas de un compuesto químico disuelto en agua son retenidos por un determinado material del subsuelo. En compuestos orgánicos se conoce como coeficiente de distribución (K_d) la relación que se establece entre la cantidad total de compuesto adsorbido, C_s (mg/kg), y la concentración de este compuesto en disolución acuosa, C_w (mg/l), a cierta temperatura y en estado de equilibrio.

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} = \frac{\text{Cantidad retenida por unidad de masa de suelo}}{\text{Concentración en agua (en equilibrio)}} \quad (4-4)$$



La gran mayoría de compuestos orgánicos disueltos en las aguas del subsuelo se adsorben a partir de lo que se conoce como **efecto hidrofóbico** (Fetter, 1994).

Destacable: el **efecto hidrofóbico** establece una tendencia de las moléculas de agua (polares) de excluir las moléculas no polares. Este hecho lleva a la adsorción de compuestos orgánicos (apolares) en la materia orgánica (también apolar) que forma parte del subsuelo.

Puesto que este efecto de hidrofobicidad es más importante a medida que aumenta la proporción de materia orgánica existente en el subsuelo, se encuentra que el coeficiente K_d es proporcional a la fracción de materia orgánica en peso, f_{oc} . De este modo:

$$K_d = f_{oc} K_{oc} \quad (4-5)$$

El coeficiente K_{oc} es el coeficiente de proporción de esta relación y se conoce como **coeficiente de reparto del carbono orgánico**. Este coeficiente se puede estimar a partir de la bibliografía o mediante ensayos de laboratorio o fórmulas empíricas que relacionan el K_{oc} con alguna de las propiedades químicas del contaminante. Las más utilizadas son: la solubilidad de la sustancia química (véase el **apartado 4.2.1**) y el **coeficiente de reparto octanol-agua**. Los cálculos que hay que seguir para estimar el coeficiente de distribución se encuentran en la **hoja de cálculo A-6 del anexo I**, donde se acompañan de un ejemplo de aplicación.

Definición: el **coeficiente de reparto octanol-agua** es una medida de hidrofobicidad de un soluto. Para calcular este coeficiente, el componente orgánico se agita con una mezcla de n-octanol (líquido apolar) y agua. Una vez el sistema se equilibra, se mide la proporción disuelta en cada fase. El coeficiente de reparto octanol-agua es el cociente entre la concentración del soluto en el octanol y la concentración del soluto en el agua. El símbolo habitual del coeficiente de reparto octanol-agua es K_{ow} y no se expresa en unidades, ya que es el cociente entre dos concentraciones.



4.3. Parámetros que controlan el movimiento

4.3.1. Saturación

Definición: el **grado de saturación** de un fluido en un medio poroso es la fracción del volumen de poros ocupados por un fluido determinado. Por lo tanto, es el cociente entre el volumen de poros ocupados por el fluido y el volumen total de vacíos que forma el medio poroso. Así pues, el grado de saturación del DNAPL es el cociente entre el volumen ocupado por el DNAPL en fase líquida y el volumen de poros; el grado de saturación del gas es el cociente entre el volumen ocupado por el gas y el volumen de poros, y el grado de saturación de agua es el cociente entre el volumen ocupado por el agua y el volumen de poros total. Los símbolos habituales de la saturación de agua, NAPL y gas son S_w , S_n y S_g , respectivamente. La saturación es el cociente entre dos volúmenes y, por lo tanto, este parámetro no se expresa en unidades.

El grado de saturación de las tres fases que pueden ocupar los poros de un suelo se definen del siguiente modo:

$$\text{Saturación de NAPL: } S_n = \frac{\text{Volumen líquido NAPL}}{\text{Volumen de poros}} \quad (4-6)$$

$$\text{Saturación de agua: } S_w = \frac{\text{Volumen de agua}}{\text{Volumen de poros}} \quad (4-7)$$

$$\text{Saturación de gas: } S_g = \frac{\text{Volumen de gas}}{\text{Volumen de poros}} \quad (4-8)$$

Las saturaciones pueden variar entre 0 y 1, de modo que la suma de las saturaciones de todos los fluidos tiene que ser igual a 1, es decir, $S_w + S_n + S_g = 1$.

Cada fase de un fluido está formada por distintas sustancias químicas. En concreto, la fase gas contiene una mezcla de gases como el nitrógeno, el oxígeno, el dióxido de carbono, el vapor de agua y, en emplazamientos contaminados, también COV. Por definición, la **zona saturada** (acuífero) no presenta fase gas ($S_g = 0$), pero la fase acuosa contiene solutos orgánicos e inorgánicos disueltos en el agua y también gases disueltos. Hay que añadir también que la fase no acuosa puede estar formada por un producto químico puro, como el tricloroetileno (TCE), o puede ser una mezcla de distintos compuestos orgánicos, como es el caso de la gasolina, compuesta por centenares de hidrocarburos.



La saturación es un parámetro importante principalmente por dos motivos:

- Se utiliza para definir la distribución volumétrica de fases en el subsuelo.
- Algunas propiedades como la permeabilidad relativa y la presión capilar son funciones del grado de saturación.

Normalmente es necesario un número de muestras elevado para evaluar la distribución de DNAPL en el subsuelo, y los métodos de muestreo, preservación de muestras y análisis tienen que ser cuidadosamente seleccionados y aplicados para obtener resultados fiables. Sin embargo, en este sentido, las medidas de saturación de DNAPL presentan una singularidad asociada a los costes de muestreo y al posterior análisis de muestras en el laboratorio (véase el **capítulo 7**).

4.3.2. Contenido volumétrico

Definición: el **contenido volumétrico** de un fluido indica la cantidad de fluido que hay en una muestra de suelo. Es una medida alternativa al grado de saturación y se define como el cociente entre el volumen del fluido y el volumen total de la muestra. El símbolo habitual del contenido volumétrico es la letra griega θ , donde un subíndice indica el fluido de que se trata. Los símbolos habituales del contenido volumétrico de agua, NAPL y gas son θ_w , θ_n y θ_g , respectivamente. Puesto que el parámetro es un cociente entre dos volúmenes, no se expresa en unidades.

El grado de saturación y el contenido volumétrico de fluido se relacionan con la porosidad del suelo (ϕ) según las siguientes ecuaciones:

$$\text{Contenido volumétrico de DNAPL: } \theta_n = \phi S_n \quad (4-9)$$

$$\text{Contenido volumétrico de agua: } \theta_w = \phi S_w \quad (4-10)$$

$$\text{Contenido volumétrico de gas: } \theta_g = \phi S_g \quad (4-11)$$

4.3.3. Tensión interfacial (σ)

Cuando dos fluidos inmiscibles están en contacto, como, por ejemplo, DNAPL con el agua o el agua con el aire, la interfaz entre los dos fluidos presenta un comportamiento característico diferente del comportamiento individual de los fluidos por separado. Este comportamiento específico de la interfaz entre dos fases se debe a una descompensación de las fuerzas de atracción molecular que se produce en la interfaz de ambas. Este fenómeno genera lo que se conoce con el nombre de **tensión interfacial**.



Definición: la **tensión interfacial** se origina por la descompensación de las fuerzas de atracción molecular que aparece en la interfaz entre dos fases diferentes (aplicable también a la fase sólida). Estrictamente, se define como la cantidad de energía necesaria para hacer aumentar en una unidad la interfaz entre dos fases. El símbolo habitual de la tensión interfacial es la letra griega σ y se expresa en unidades de newtons por metro (N/m) o dinas por cm (dina/cm), donde $1 \text{ dina/cm} = 10^{-3} \text{ N/m}$. La tensión interfacial entre el NAPL y el agua se denomina **tensión interfacial líquida** y su símbolo habitual es σ_{NW} , donde el subíndice indica los fluidos en contacto (en este caso, NAPL/agua). La **tensión superficial** se refiere a la tensión interfacial entre un líquido y su propio vapor.

El movimiento de DNAPL depende en gran medida de las tensiones interfaciales que hay en la interfaz entre los distintos fluidos inmiscibles presentes en el medio poroso (NAPL/aire, NAPL/agua, agua/aire). La **tensión interfacial** se desarrolla a causa de la diferencia que se produce entre las fuerzas de atracción mutua de moléculas similares en cada fluido y la atracción de las moléculas desiguales más allá de la interfaz del fluido inmisible (Schowalter, 1979).

La **figura 4-2** representa de forma esquemática la descompensación de las fuerzas de atracción moleculares (fuerzas de cohesión). La resultante de la fuerza no equilibrada dirige las moléculas situadas a lo largo de la interfaz hacia el interior. Este proceso provoca una contracción de la interfaz líquido-líquido hasta lograr una superficie mínima (Wilson et ál., 1990). El efecto de contracción es similar al estado tensional que se da en una membrana física. Este concepto es el que le confiere el nombre de tensión interfacial.

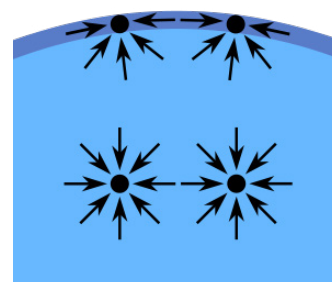


Figura 4-2.
Representación del
desequilibrio de fuerzas
intermoleculares cerca
de la interfaz entre dos
fluidos inmiscibles. Fuente:
[http://en.wikipedia.org/
wiki/Surface_tension](http://en.wikipedia.org/wiki/Surface_tension).

La tensión interfacial se mide en unidades de energía por unidad de área (o fuerza por unidad de longitud), utilizando típicamente el ascenso capilar o mediante un tensiómetro Du Noüy. Su valor disminuye al aumentar la temperatura y se ve afectado por el pH, la presencia de agentes tensioactivos y la concentración de gas disuelto (Schowalter, 1979). Las tensiones interfaciales pueden variar desde valores muy próximos a cero, para líquidos completamente miscibles, hasta, por ejemplo, 72 dinas/cm en el contacto agua/aire a una temperatura de 25 °C. Los valores de la tensión interfacial entre DNAPL y agua presentan una alta variabilidad, pero, en general, oscilan **entre 15 y 50 dinas/cm**.



4.3.4. Ángulo de contacto (θ_c)

Definición: el ángulo de contacto se utiliza principalmente para indicar la **humectabilidad o capacidad humectante** de un fluido sobre una superficie sólida. Por lo tanto, se puede decir que el parámetro refleja la capacidad de un fluido para extenderse sobre una superficie sólida. Cuanto mayor sea la capacidad humectante de un fluido, más fácilmente se encontrará recubriendo la superficie del sólido. El símbolo habitual del ángulo de contacto es la letra griega θ_c y se expresa en unidades de ángulo ($^\circ$). Cuanto más pequeño sea el valor de este ángulo, mayor capacidad humectante tendrá el fluido. Si $\theta_c > 90^\circ$, se considera que el fluido es poco humectante, y se deriva lo contrario si $\theta_c < 90^\circ$. Si el fluido poco humectante se trata de agua, se dice que la superficie sólida es hidrofóbica (presenta poca afinidad con el agua).

La medida más simple de la humectabilidad es el **ángulo de contacto** θ_c que se establece en la interfaz entre las fases líquido-sólido. La **figura 4-3** representa el ángulo de contacto que se forma entre un líquido y una superficie sólida. Si $\theta_c > 90^\circ$, se considera que el fluido tiene poca capacidad humectante. Deben interpretarse las medidas del ángulo de contacto únicamente como indicadores cualitativos de la humectabilidad, ya que no tienen en cuenta ni la heterogeneidad del medio, ni su rugosidad, ni la geometría de los poros (Huling y Weaver, 1991; Wilson et ál., 1990).

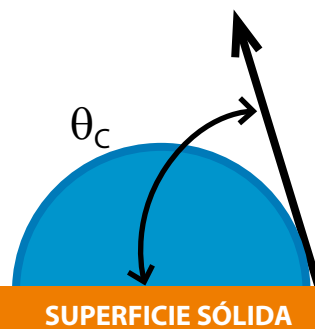


Figura 4-3. Ángulo de contacto entre la interfaz líquido-sólido.

Dado que un fluido no humectante (NAPL) tiene menos capacidad de adherirse a las superficies sólidas del medio poroso con respecto a un fluido humectante (agua), este último tiende a situarse en contacto con el medio sólido. Una consecuencia directa de este hecho es que la fase humectante tiende a ocupar los poros más pequeños del medio poroso. Del mismo modo, el fluido no humectante tiende a constreñirse en los poros de mayor tamaño (es decir, fracturas y poros relativamente grandes) o en el interior del propio fluido humectante (agua) formando burbujas o estructuras tubulares por donde circula el DNAPL. En general, la relación de humectabilidad de las tres fases fluidas del suelo es **agua > NAPL > aire**. Es decir, el agua tiene más afinidad para adherirse a la superficie sólida que el NAPL, y el NAPL tiene más afinidad para adherirse a la superficie sólida que el aire.

En resumen, en un sistema formado por tres fases (agua, NAPL y aire), la superficie sólida se encuentra preferentemente impregnada de agua y, por lo tanto, no presenta



contacto directo con el líquido DNAPL. Por otra parte, el líquido DNAPL se encuentra en contacto con dos fases a la vez, la fase acuosa (agua) y la fase gas (aire). La **figura 4-4** representa el modelo conceptual de la distribución de fases en el subsuelo:

La humectabilidad relativa puede verse afectada por distintos factores. Algunos de los más importantes son la mineralogía de los sólidos, la química del agua, la composición de los NAPL, la presencia de materia orgánica, la **presencia de agentes tensioactivos** y la historia de saturación del sistema.

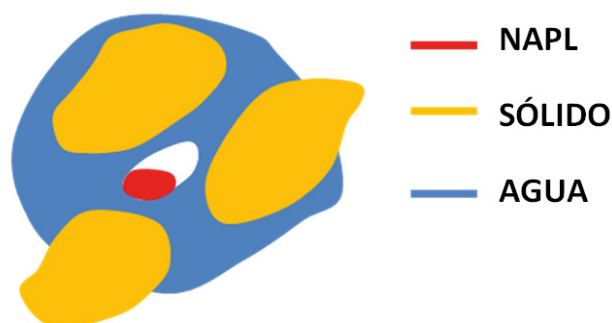


Figura 4-4. Distribución de fases (NAPL, agua y aire) en una muestra de suelo parcialmente saturada.

4.3.5. Presión capilar (P_c)

El estado tensional que se genera en el contacto entre dos fluidos inmiscibles (NAPL y agua) hace que su interfaz actúe como una membrana física que separa ambos fluidos. Esta separación permite que la presión de los dos fluidos inmiscibles sea diferente.

Definición: la diferencia de presión que se genera a través de la interfaz entre dos fluidos se conoce como **presión capilar**, que es igual a la diferencia entre la presión del fluido no humectante y la presión del fluido humectante. El símbolo habitual de la presión capilar es P_c y se suele expresar en unidades de presión (mbar) o de nivel de agua equivalente (cm- H_2O). La presión capilar permite que un medio poroso sea capaz de succionar el líquido humectante y repeler el fluido no humectante (Bear, 1972). Esto se produce gracias al hecho de que la fuerza adhesiva dominante sobre la superficie del medio poroso es la del fluido humectante.

La presión capilar del contacto entre NAPL y agua se expresa como sigue:

$$P_c = P_n - P_w \quad (4-12)$$

Donde P_n es la presión del NAPL y P_w es la presión del agua.

Además, a consecuencia del ángulo de contacto que se ha descrito anteriormente, se forma un menisco en la interfaz de las dos fases. Este menisco presenta un radio de curvatura proporcional al radio de los poros (Wilson et ál., 1990).



La presión capilar depende de la tensión interfacial, del ángulo de contacto y del radio de los poros por medio de la ecuación de Young-Laplace (Bear, 1979).

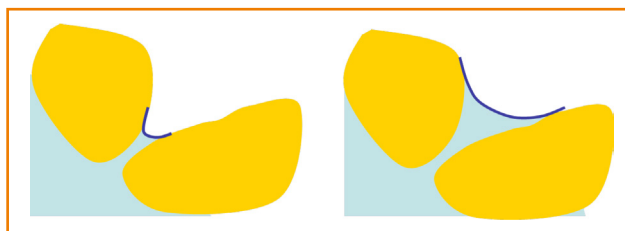


Figura 4-5. Representació conceptual de la curvatura de la interfície entre dos fluids immiscibles per dos graus de saturació diferents.

$$P_c = \frac{2\sigma \cos\theta}{r} \quad (4-13)$$

Donde r es el radio del poro lleno de agua que resiste la entrada de NAPL y σ es la tensión interfacial entre NAPL y agua.

Un medio poroso está formado por un conjunto de poros de distinto tamaño (radio). A medida que disminuye el grado de saturación de agua del medio poroso, los poros de mayor diámetro se vacían y dejan solo saturados los poros más pequeños. Como se puede ver en la ecuación 4-13, la presión capilar es inversamente proporcional al radio de poro (r) y, por lo tanto, durante el proceso de desaturación de una muestra de suelo se produce un aumento de la P_c . La relación entre el grado de saturación y la presión capilar se conoce como **curva de retención**. Para determinado grado de saturación de agua, la presión capilar se puede entender como **la fuerza necesaria para introducir el fluido no humectante (NAPL) en los poros que se encuentran saturados de agua**.

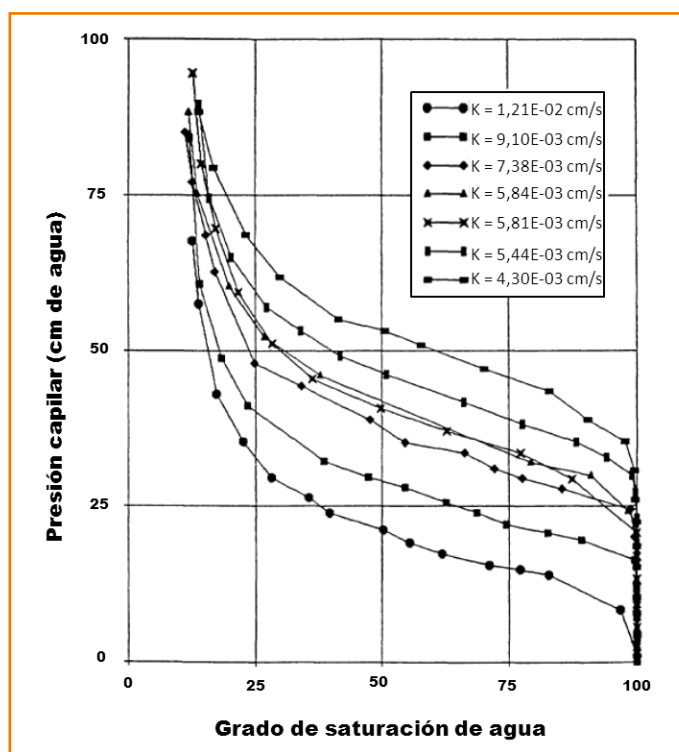


Figura 4-6. Curvas de retención de PCE/agua en arenas.
Fuente: figura adaptada de Kueper y Frind, 1991.

La forma característica de la curva de retención depende del tipo de suelo y del fluido. La **figura 4-6** muestra las curvas de retención PCE/agua para diferentes ti-



pos de suelo (Kueper y Frind, 1991). La curva de retención presenta típicamente la forma de *e* mayúscula (L). Las diferentes curvas de retención muestran que es necesario cierto grado de succión para empezar a desaturar la muestra de agua.

Definición: la **presión de entrada** es la presión capilar mínima necesaria para que un fluido no humectante (DNAPL) sea capaz de desaturar una muestra de suelo previamente llena del fluido humectante (agua). Cuanto menores sean los poros del suelo, más importante será la presión de entrada necesaria. El símbolo habitual de la presión de entrada es P_d y se expresa en unidades de presión (mbar) o de nivel de agua equivalente (cm- H_2O). La presión de entrada puede crear **barreras capilares** que obstaculizan la penetración vertical de DNAPL.

A fin de que el DNAPL pueda penetrar en un medio poroso saturado de agua, la presión del DNAPL tiene que superar la resistencia de las fuerzas capilares (por ejemplo, Schville, 1988). Puesto que los materiales más finos presentan presiones de entrada importantes, estos pueden formar auténticas **barreras capilares** que obstaculizan el movimiento vertical de infiltración de DNAPL. La **figura 4-7** muestra el resultado de la infiltración de percloroetileno (PCE) en un medio totalmente saturado de agua y formado por dos tipos de arena de granulometría diferente. Como se puede observar, el PCE se acumula sobre la arena fina, ya que esta forma una barrera capilar.

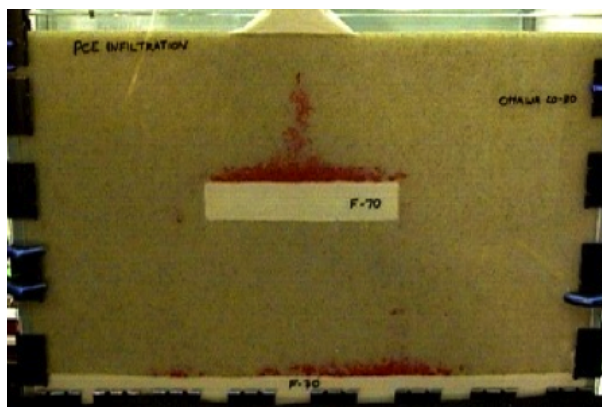


Figura 4-7. Efecto de barrera capilar. Fuente: Rathfelder et ál., 2003.

De este modo, se entiende que la penetración de DNAPL en la zona no saturada es función tanto de la distribución del contenido de agua en el suelo como de las aberturas de los poros, y la penetración es más fácil en condiciones secas y en vías con una permeabilidad relativamente alta (fracturas, raíces, estratificación inclinada, etc.). Cuando el DNAPL llega a la zona de la franja capilar que se genera sobre el nivel freático, el avance del DNAPL se detiene. Si la aportación de DNAPL continúa, el fluido no humectante se va acumulando y extendiendo lateralmente hasta que tiene un espesor suficiente para superar la presión de entrada de la franja capilar (Schville, 1988; Cary et ál., 1989 b; D'Pastrovich et ál., 1979; Wilson et ál., 1990). En este punto, y a consecuencia de la diferencia de densidades, el descenso del contaminante continúa su curso a través de la zona saturada. Pero cuando el con-



taminante se encuentra con un material más fino, este último actúa como barrera capilar (Kueper y Frind, 1991 *a*; Kueper y McWhorter, 1991; Schwill, 1988). En este sentido, cabe destacar que los pequeños cambios de textura son importantes.

Asimismo, debe tenerse en cuenta, también, que durante la infiltración de un fluido inmiscible en el subsuelo la interfaz entre dos fluidos se puede volver inestable. Este fenómeno se conoce como **digitación viscosa** (en inglés, *viscous fingering*). Esta inestabilidad se origina típicamente cuando un fluido poco viscoso desplaza a otro fluido más viscoso (Chouke et ál., 1959; Homsy, 1987). Estas inestabilidades provocan que el fluido penetre de manera errática más allá del frente del fluido viscoso. Como resultado de la digitación viscosa, el DNAPL es capaz de penetrar verticalmente a mayor distancia y de forma menos homogénea.

Para facilitar el análisis de los modelos, las **curvas de retención** medidas en el laboratorio en puntos concretos normalmente se ajustan a una función empírica mediante una regresión. Las funciones más utilizadas se basan en los modelos de Brooks y Corey (1964) y Van Genuchten (1980). Por ejemplo, el modelo propuesto por Brooks y Corey se basa en la siguiente curva de retención:

$$P_c = P_d \left(\frac{S_w - S_r}{1 - S_r} \right)^{-1/\lambda} \quad (4-14)$$

Donde P_d es la presión de entrada, S_w es la saturación del fluido humectante, S_r es la saturación residual del fluido humectante y λ es el índice de poro.

Finalmente, hay que tener en cuenta que la curva de retención presenta lo que se conoce como **histéresis**. Esto quiere decir que su forma, además de depender del tipo de suelo, también depende de la historia relativa a los distintos ciclos de saturación y desaturación que ha sufrido el medio poroso. Así pues, la curva de retención de un proceso de drenaje puro (expulsión del agua intersticial por parte del DNAPL) es bastante diferente de la que se obtiene durante un proceso de imbibición. En general, la histéresis es el resultado de la retención del fluido no humectante en forma residual a causa de las fuerzas capilares (véase el **apartado 4.3.5**) y de las diferencias entre los valores referentes al ángulo de contacto entre el proceso de imbibición y el de drenaje. La **figura 4-8** muestra de forma esquemática la curva de retención que se obtiene durante el drenaje y la imbibición de la muestra. La presión de entrada es el valor de presión capilar que se corresponde con una saturación de agua del 100 % durante el drenaje.



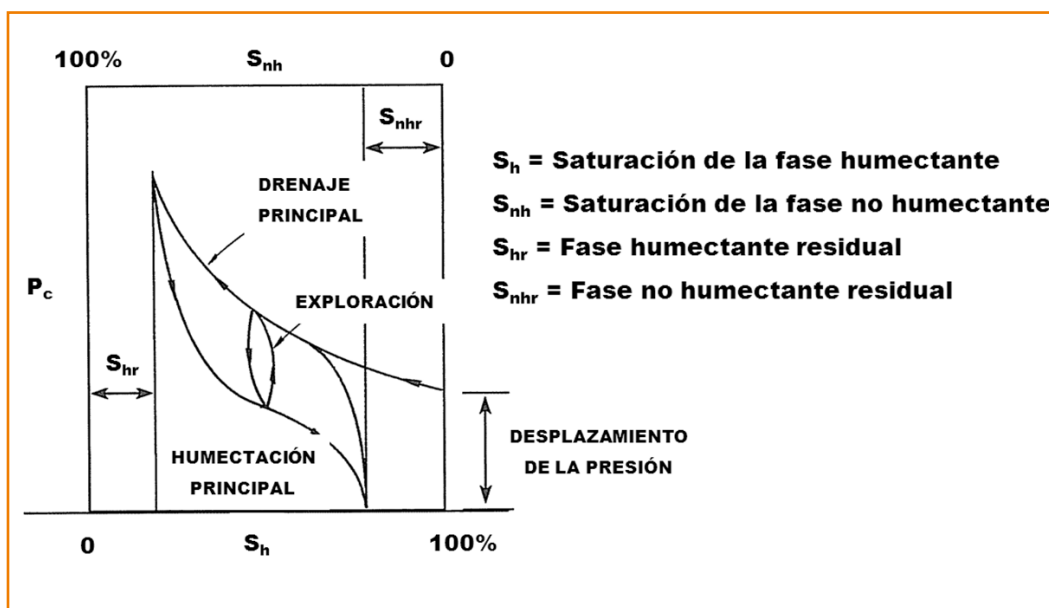


Figura 4-8. Modelo conceptual de la curva de retención. Fuente: figura adaptada de Kueper y McWhorter, 1991.

4.3.6. Saturación residual (S_r)

Definición: durante el movimiento migratorio del DNAPL, una parte significativa de líquido DNAPL queda retenida (atrapada) en el subsuelo a causa de las fuerzas capilares. Esto hace que el volumen de DNAPL en movimiento se agote durante su avance a través del medio poroso. El grado de saturación del fluido atrapado en el medio poroso se conoce como **saturación residual**. Su símbolo habitual es S_r y no se expresa en unidades.

El DNAPL residual suele quedar inmovilizado formando núcleos discontinuos en la zona saturada, pero también puede llegar a formar pequeñas películas continuas en la zona vadosa, que se encuentra solo parcialmente saturada (Wilson et ál., 1990). En la **figura 4-9** se observa una muestra de arena con PCE en estado residual (color rojo) tras un proceso de imbibición.

La saturación residual es el resultado de la acción de las fuerzas capilares y depende de distintos factores, que incluyen: (1) la distribución de los poros en el medio poroso (textura, estructura del suelo y heterogeneidad); (2) la capacidad de humectación; (3) la relación entre la viscosidad y la densidad; (4) la tensión interfacial; (5) las fuerzas de gravedad y flotabilidad, y (6) los gradientes hidráulicos.



Figura 4-9. Fotografía de PCE en estado residual atrapado en unas arenas tras su infiltración. Fuente: Powers et ál., 1992.



La saturación residual de DNAPL en la zona vadosa puede **oscilar entre 0,10 y 0,20**. En general, la S_r en la zona no saturada aumenta con la disminución de la permeabilidad intrínseca, la porosidad efectiva y el contenido de humedad (Hoag y Marley, 1986; Fussel et ál., 1981; Schwille, 1988; Anderson, 1988). En la zona saturada, los valores de saturación residual suelen ser más elevados que en la zona no saturada, debido, principalmente, a dos motivos: (1) la diferencia de densidades entre aire y DNAPL es más elevada que la dada por la relación agua/NAPL, y (2) la capacidad humectante del DNAPL es superior a la del aire pero inferior a la del agua; esto hace que la fase residual se localice en los poros de mayor tamaño en la zona saturada. Los valores que se han observado en emplazamientos contaminados oscilan **entre 0,10 y 0,50**.

Las fotografías de las **figuras 4-10 y 4-11** muestran la distribución de NAPL residual en una muestra de arena (Wilson et ál., 1990). En la zona saturada, el DNAPL fluye preferencialmente a través de los poros de mayor diámetro (zonas más permeables), evitando las zonas de grano más fino (menos permeables) que actúan como barreras capilares. De este modo, el DNAPL móvil suele estar presente en forma de gotas conectadas a lo largo de fracturas, macroporos y conductos capilares de gran diámetro. Las gotas están desconectadas entre sí cuando la muestra se encuentra en estado de saturación residual. Por otra parte, el agua se puede encontrar ocupando los poros más pequeños o en forma de película entre las gotas de DNAPL y las partículas sólidas (medio poroso).



Figura 4-10. Microfotografía de una gota residual de NAPL ocupando un medio poroso. La fase no humectante (en azul) ocupa el poro, mientras que la fase de humectación (en verde) delimita las paredes sólidas de los granos de arena. La forma de la gota residual de NAPL está influenciada por la geometría del espacio de poro. La constricción de los granos de arena inferior es el principal determinante de esta forma. Fuente: Wilson et ál., 1990.



Figura 4-11. Un NAPL residual en un medio poroso puede tener muchos tamaños y formas distintas. Esta fotografía muestra muchas formas diferentes, así como su distribución a lo largo del total de la muestra de suelo. Las manchas negras que aparentemente se advierten detrás de ciertos granos de arena son en realidad ramales adicionales de NAPL residuales que van más allá del plano de la fotografía. Fuente: Wilson et ál., 1990.



4.3.7. Conductividad hidráulica y permeabilidad

En un medio saturado de agua, el caudal de agua que fluye a través del medio poroso se rige por la ley de Darcy (1856). Esta ecuación refleja que el caudal es proporcional a la diferencia entre niveles piezométricos (altura de agua) en pozos:

$$Q = K \frac{\Delta h}{L} A \quad (4-15)$$

Donde Q (m^3/d) es el caudal de agua que atraviesa el medio, h (m) es el nivel piezométrico (nivel en pozos de observación), L (m) es la longitud recorrida por el agua a través del medio poroso y A (m^2) es el área atravesada o sección de paso. El coeficiente de proporción K (m/d) se conoce como **conductividad hidráulica**. Este es un parámetro importante para la hidrogeología, que indica el grado de permeabilidad de un medio poroso. Cuanto mayor es la conductividad hidráulica, más permeable es el medio poroso. El cociente entre el desnivel piezométrico Δh (diferencia entre alturas de agua) y la distancia L recorrida por el agua entre los dos puntos se conoce como gradiente hidráulico. El símbolo habitual del gradiente hidráulico es la letra J y no se expresa en unidades:

$$J = \frac{\Delta h}{L} \quad (4-16)$$

La conductividad hidráulica es un parámetro que no depende únicamente de la tortuosidad del medio (geometría de los poros), sino que también se ve afectada por algunas de las propiedades del fluido que lo atraviesa, concretamente la densidad y la viscosidad. En este sentido, el concepto de conductividad hidráulica (del agua) se puede extrapolar a otros fluidos no acuosos, sabiendo que la conductividad hidráulica de cualquier fluido se puede expresar como el producto de dos términos. Un primer término que es función de la geometría del medio (**permeabilidad intrínseca**) y otro término que depende de las propiedades del fluido (ratio entre el peso específico y la viscosidad):

$$K = k_o \frac{\rho g}{\mu} \quad (4-17)$$

Donde ρ es la densidad del agua, μ es la viscosidad dinámica y k_o (m^2) es la permeabilidad intrínseca. Debe destacarse que este último parámetro es un término puramente geométrico y no depende del fluido en cuestión. En caso de que el fluido sea agua, la relación entre la permeabilidad en m^2 y la conductividad hidráulica en



m/s es de siete órdenes de magnitud. De este modo, se puede expresar su factor de conversión mediante la siguiente simplificación:

$$K[m/s] \approx 10^7 k_0 [m^2] \quad (4-18)$$

La **figura 4-12** muestra gráficamente la relación entre la permeabilidad intrínseca y la conductividad hidráulica del agua para diferentes tipos de suelos y formaciones geológicas:

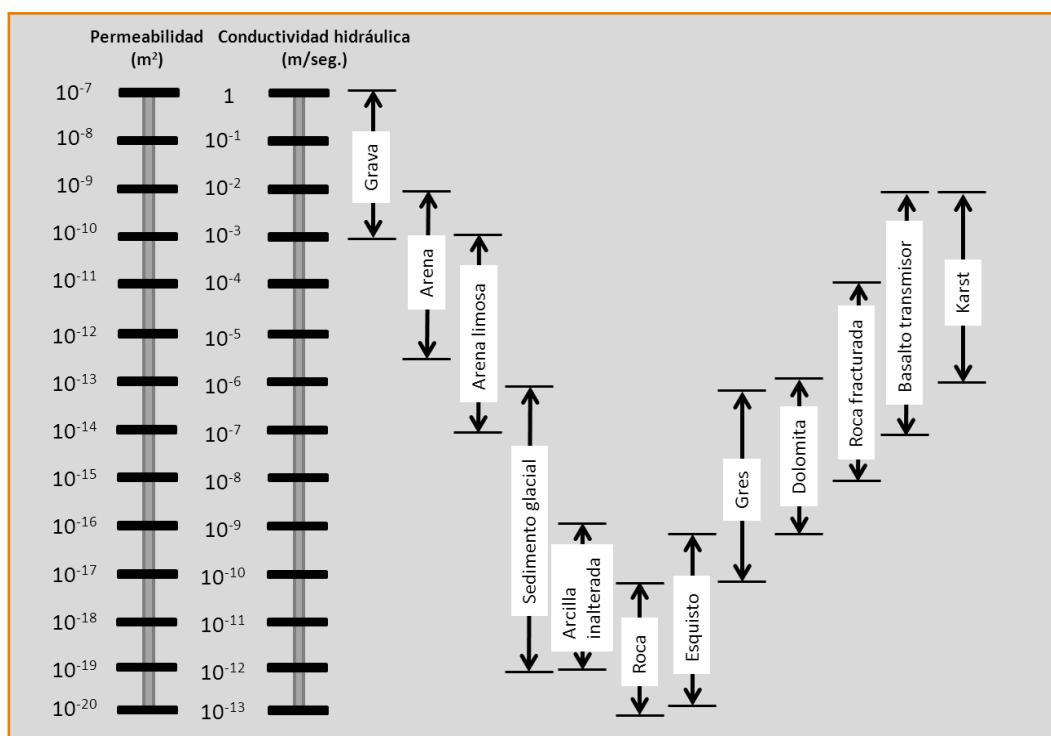


Figura 4-12. Relación entre la permeabilidad y la conductividad hidráulica para diferentes formaciones geológicas. Fuente: figura adaptada de Freeze y Cherry, 1979.

Cuando coexiste más de un fluido en un medio poroso (por ejemplo, agua y NAPL), estos fluidos compiten por el espacio vacío de los poros. Como resultado de esta distribución, la capacidad de cada fluido para moverse se reduce, ya que la permeabilidad depende del grado de saturación. Cuanto menos saturada esté la muestra, más pequeña será la sección de paso que permite el flujo y, por lo tanto, también, más pequeña será su conductividad hidráulica. Esta disminución se puede cuantificar mediante la **permeabilidad relativa** k_r , función que oscila entre 0 y 1 dependiendo del grado de saturación de la muestra.



Definición: en un sistema de distintas fases (por ejemplo, agua/NAPL), la conductividad hidráulica disminuye a medida que también lo hace el grado de saturación. Para representar este fenómeno, la conductividad hidráulica de un fluido se expresa como el producto entre la conductividad hidráulica saturada y la **permeabilidad relativa**. El símbolo habitual de la permeabilidad relativa es k_r y no se expresa en unidades. Su valor oscila entre 0 y 1.

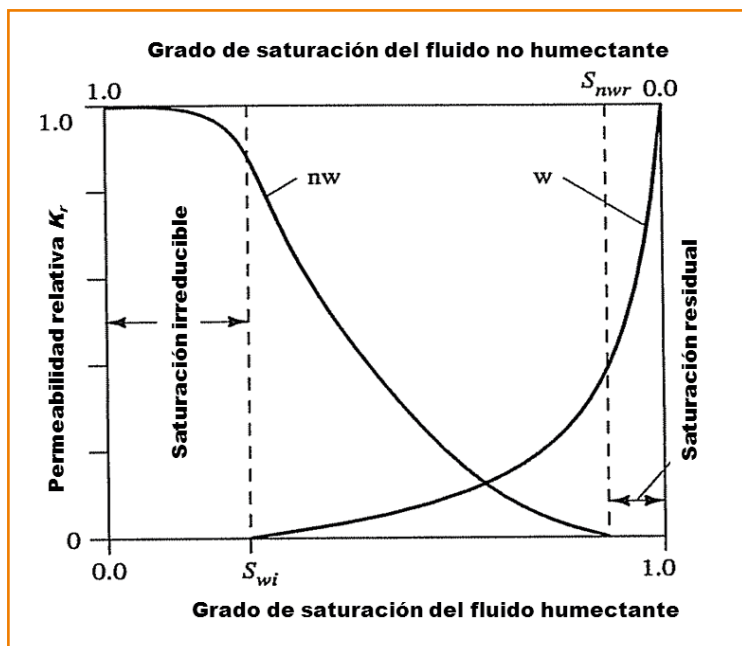


Figura 4-13. Curvas de permeabilidad relativa. Fuente: figura adaptada de Schwillé, 1988.

Cada fluido tiene su función de permeabilidad relativa. Por ejemplo, en un sistema DNAPL/agua, cuando aumenta el grado de saturación de agua (S_w) también lo hace la permeabilidad del agua, pero, en cambio, disminuye la permeabilidad del DNAPL ($S_n = 1 - S_w$). La dependencia de la permeabilidad relativa con el grado de saturación es no lineal (véase la **figura 4-13**). Este hecho se produce, en parte, porque cuando el DNAPL empieza a expulsar la fase agua del

interior de los poros, lo hace de los poros de mayor radio, donde la presión de entrada de aire es más pequeña.

El concepto de saturación residual también aparece cuando se habla de permeabilidad relativa. La permeabilidad relativa de NAPL tiende a cero y, por lo tanto, no se produce flujo de NAPL cuando la saturación de NAPL se aproxima a la saturación residual de NAPL y no a cero. Este hecho es importante, por ejemplo, durante la recuperación de NAPL mediante un bombeo, ya que solo la parte no residual será móvil. Debe tenerse en cuenta que esto no quiere decir que no se pueda llevar a cabo la remediación, como se explicará más adelante.



En resumidas cuentas, para un sistema con distintas fases, la conductividad de cada una se expresa como sigue:

$$K = k_o k_r \frac{\rho g}{\mu} \quad (4-19)$$

Por lo tanto, según esta formulación, la permeabilidad del medio poroso se puede definir como el producto entre las permeabilidades intrínseca y relativa:

$$k \approx k_o k_r \quad (4-20)$$

Las relaciones de permeabilidad relativa son necesarias durante la simulación de problemas de flujo multifase. Del mismo modo que la presión capilar, la permeabilidad relativa se representa en función del grado de saturación y también presenta histéresis (véase el **apartado 4.3.4**).

Las medidas de la permeabilidad relativa son difíciles y complejas tanto en el laboratorio como en campo. Cuando la relación $k_r - S_w$ no se conoce, la función de permeabilidad relativa normalmente se estima mediante modelos teóricos que relacionan las curvas de retención $P_c - S_w$ con las curvas de permeabilidad relativa (Luckner et ál., 1989; Parker, 1989; Mualem, 1976).



5

MODELO CONCEPTUAL

La definición de un modelo conceptual específico asociado a un emplazamiento impactado por DNAPL es un elemento clave para poder asesorar correctamente la caracterización y la posible recuperación ambiental. El modelo conceptual debe integrar los conocimientos hidrogeológicos de los que se disponga sobre el emplazamiento, y los principios físicos, químicos y biológicos de los compuestos químicos, y tener en cuenta anteriores experiencias en problemas similares. En general, el modelo conceptual se ha de ir mejorando a medida que se disponga de nueva información. Todo modelo conceptual es específico de un emplazamiento determinado, pero puede ser descrito de forma genérica a partir de las diferentes casuísticas que se exponen a continuación.

5.1. Casuística 1: infiltración de DNAPL sin penetrar en la zona saturada

Tras un vertido de DNAPL en superficie, este DNAPL se infiltra en el terreno y se mueve verticalmente por las fuerzas de gravedad y capilaridad (concepto explicado en el **capítulo 4**). A medida que se produce la infiltración, el DNAPL va dejando tras de sí un residuo retenido por las propias fuerzas capilares. Por lo tanto, si la cantidad de DNAPL vertido no es bastante elevada, todo el DNAPL se agotará (y quedará en forma residual) antes de llegar a la zona saturada. La **figura 5-1** presenta un dibujo esquemático de este escenario. La **hoja de cálculo A-5** permite evaluar si nos encontramos en esta situación. Si es así, todo el DNAPL se encuentra eventualmente retenido en forma residual en los poros y las fracturas que se encuentran a lo largo de la zona no saturada. No obstante, la infiltración de agua proveniente de episodios de lluvia a través de la zona no saturada puede arrastrar los compuestos orgánicos solubles que forman el DNAPL y transportarlos hacia la zona saturada. El resultado de este proceso es el desarrollo de una pluma de contaminación en el acuífero.

Por otra parte, los vapores generados por la volatilización del DNAPL pueden contaminar las aguas subterráneas subyacentes (véase la **figura 5-2**). Este proceso, aun siendo más lento, acaba conduciendo con el tiempo hacia un agotamiento significativo del DNAPL residual. En general, cuando la densidad total del gas sobrepasa la densidad del



gas ambiente en más de un 10 % y la permeabilidad del gas **supera los 10^{-11} m^2** , por ejemplo, de arena gruesa y grava (Falta et ál., 1989; Mendoza y Frind, 1990), la densidad del gas es suficientemente elevada para inducir una migración vertical por la simple acción de la gravedad. De este modo, el compuesto puede descender hasta llegar al nivel freático donde se disuelve en el agua, y generar una pluma de contaminación.

El movimiento de vapores en la zona no saturada se rige principalmente por un proceso de difusión (concepto explicado en el **apartado 6.2.1**). En general, estos vapores derivados de la volatilización de DNAPL en la zona no saturada pueden llegar a constituir un problema de contaminación de tanta importancia como tienen los casos de contaminación directa de las aguas subterráneas.

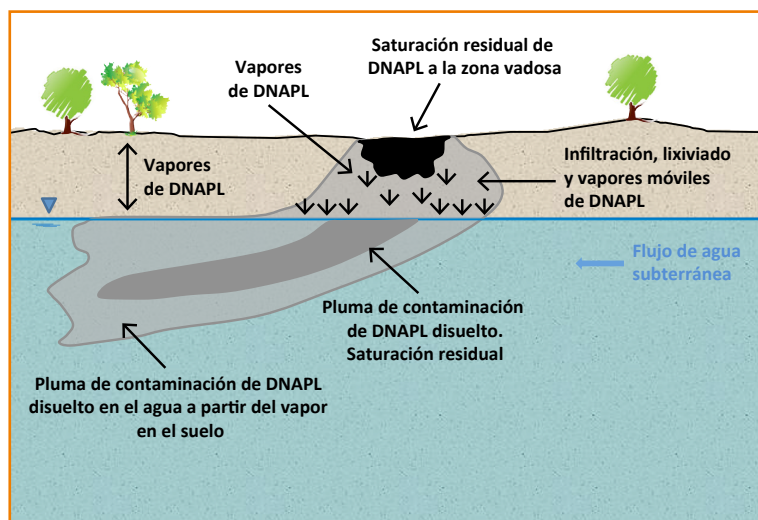


Figura 5-1. Casuística 1: la infiltración de DNAPL no penetra en la zona saturada, pero los vapores generados por los DNAPL y el efecto del agua de infiltración durante episodios de lluvia son capaces de producir una pluma de contaminación en las aguas subterráneas. Fuente: figura adaptada de Newell y Ross, 1992.

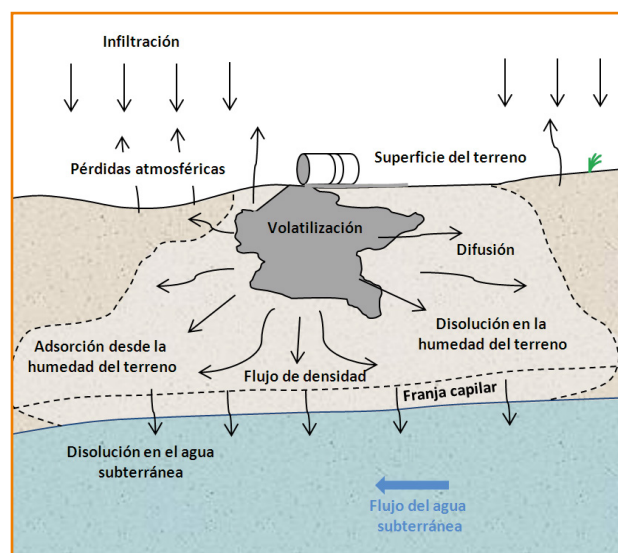


Figura 5-2. Casuística 1: la infiltración de DNAPL no penetra en la zona saturada, pero los vapores generados por los DNAPL pueden migrar verticalmente por efecto de la densidad o por difusión. Fuente: figura adaptada de Mendoza y Frind, 1990.

Si esta problemática se produce cerca de una edificación (a menos de **30 m** del foco), la simple intrusión de vapores hacia el edificio puede producir la generación de efectos adversos para la salud humana. Por este motivo, hay que hacer lo necesario para cuantificar y valorar el riesgo asociado a esta problemática. Este riesgo se evalúa a partir de las características de los compuestos identificados, los receptores potenciales de la contaminación y la vía de exposición.



5.2. Casuística 2: infiltración de DNAPL y penetración en la zona saturada

Debido a que los DNAPL tienen una densidad superior a la del agua, y si la cantidad de producto es suficientemente elevada para infiltrarse hasta la zona saturada, este producto podrá superar la resistencia de la franja capilar y penetrar en las aguas subterráneas. La infiltración de DNAPL puede continuar hasta que quede retenido por las fuerzas capilares o encuentre una capa impermeable que no le permita seguir avanzando. En este último caso, el contaminante se irá acumulando sobre esta capa impermeable y formará lo que se conoce como **piscina o bolsa de DNAPL** (véase la **figura 5-3**).

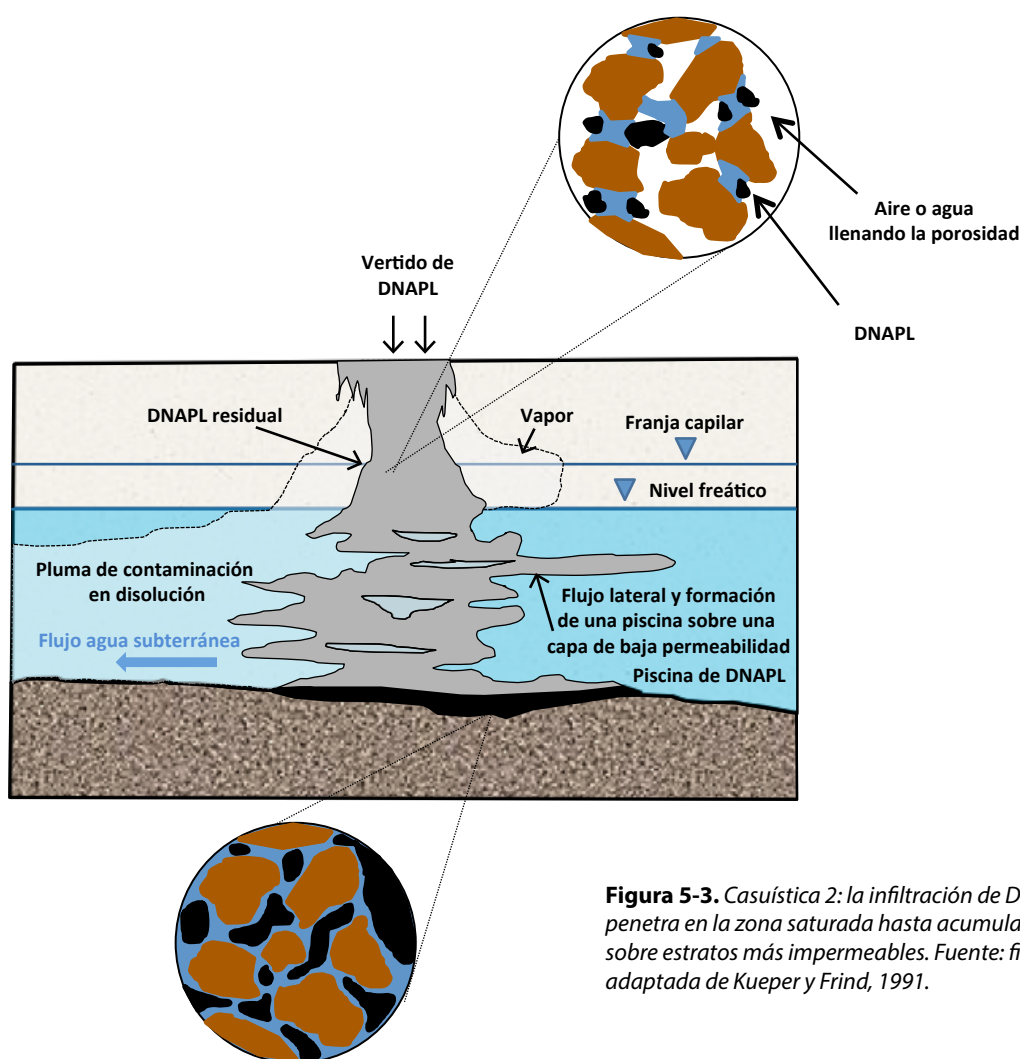


Figura 5-3. Casuística 2: la infiltración de DNAPL penetra en la zona saturada hasta acumularse sobre estratos más impermeables. Fuente: figura adaptada de Kueper y Frind, 1991.



El término *piscina* o *bolsa* de DNAPL no debe entenderse como una zona en la que los poros del suelo se encuentran completamente saturados con DNAPL, sino que se tiene que contextualizar. Estas acumulaciones de DNAPL representan zonas donde la saturación del producto es importante, pero donde el producto igualmente sigue coexistiendo con el agua. El grado de saturación de las distintas fases suele ser variable, sobre todo en profundidad (para una mejor definición de grado de saturación, véase el **apartado 4.3.1**).

La **figura 5-4** muestra el perfil de saturación típico en una piscina o bolsa de DNAPL. El grado de saturación de DNAPL disminuye con la altura. Por otra parte, recuperando un tema que se ha explicado anteriormente, se observa que a medida que aumenta la saturación de agua, también se incrementa su permeabilidad y, por lo tanto, su capacidad de movilización (véase el **apartado 4.3.7**).

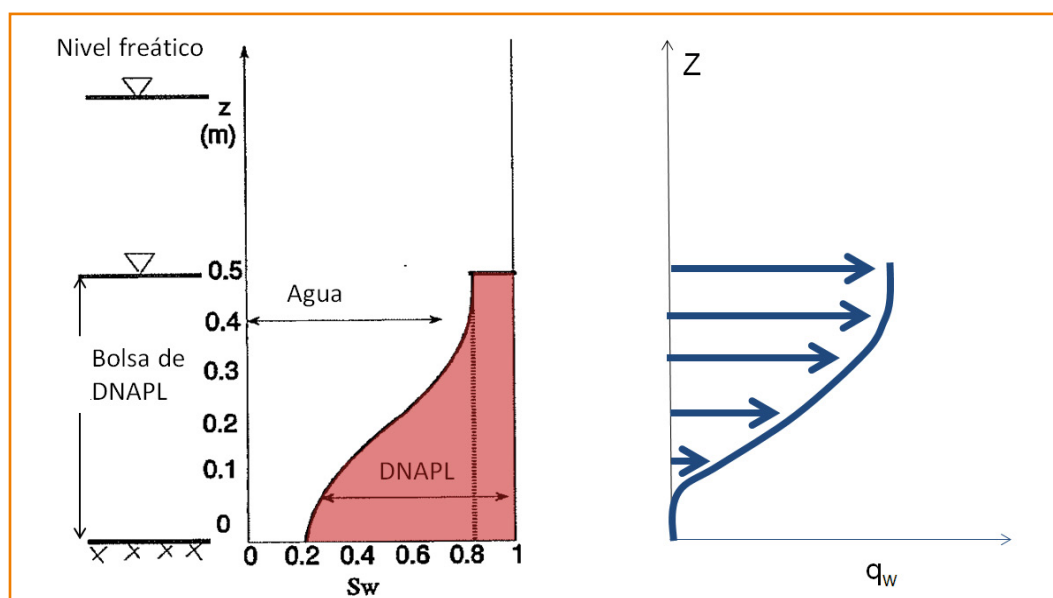


Figura 5-4. Perfil de saturación NAPL/agua en una zona de acumulación de NAPL y perfil de flujo de agua resultante, donde q_w representa el flujo de agua para un gradiente hidráulico determinado.

Como en toda piscina o bolsa de DNAPL siempre coexisten como mínimo dos fases (agua y el propio DNAPL), es importante tener en cuenta que el agua también puede fluir a través de su interior. Este flujo a través del DNAPL residual o a través de la piscina es muy importante en casos como el que nos ocupa, ya que puede movilizar parte de los compuestos solubles que forman el DNAPL. Mediante este proceso, se puede generar una pluma de contaminación de compuestos disueltos (véase la **figura 5-3**), que se moverá junto con las aguas subterráneas. Para más detalles, véase el **apartado 6.2.2**.



5.3. Casuística 3: infiltración de DNAPL con barreras capilares

Lo más normal es que una formación natural presente una alta heterogeneidad. Por lo tanto, la masa de contaminación deberá atravesar consecutivamente materiales permeables intercalados con zonas de permeabilidad más baja, que podrán actuar como barreras capilares con mayor o menor incidencia en el flujo en función del tamaño de los poros. La **figura 5-5** muestra un dibujo esquemático de esta casuística, donde los materiales menos permeables conforman lo que se conoce como **barreras capilares**.

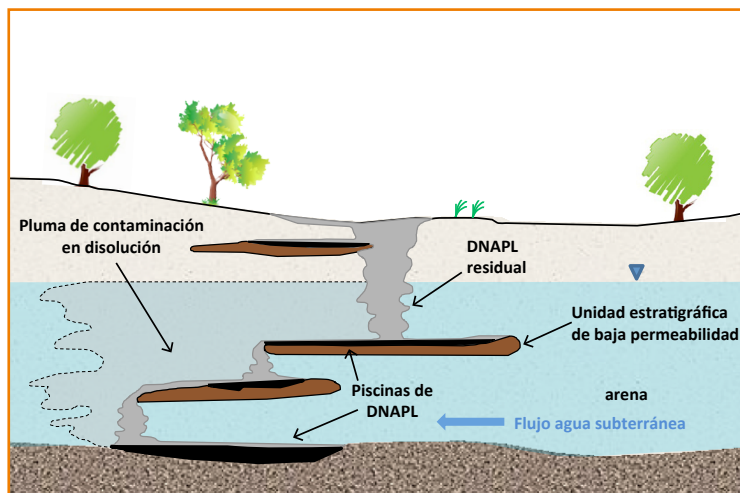


Figura 5-5. Casuística 3: infiltración de DNAPL en una barrera capilar. En este caso, el DNAPL no es capaz de penetrar en las capas de baja permeabilidad. Fuente: figura adaptada de Newell y Ross, 1992.

Cuando el DNAPL encuentra una barrera capilar se produce una migración horizontal en la dirección de la superficie de la capa poco permeable. Junto con este desplazamiento lateral también se forma una pequeña piscina o bolsa por acumulación de DNAPL. Esta piscina irá creciendo hasta su desbordamiento lateral o hasta que la barrera capilar deje de actuar como tal. Un material deja de actuar como barrera cuando la acumulación de DNAPL genera presiones de líquido superiores a la presión de entrada (véase el **apartado 4.3.5**).

5.4. Casuística 4: infiltración de DNAPL con control estratigráfico

Cuando el DNAPL no es capaz de penetrar en las capas estratigráficas de baja permeabilidad, este producto se extiende únicamente en la dirección de la superficie de la capa. Una situación particular de esta casuística se produce cuando la dirección de buzamiento de la capa impermeable es contraria al movimiento del agua. De este modo, se produce una contraposición de fuerzas entre la que ejerce el propio flujo de agua y la acción de la gravedad aplicada sobre un plano inclinado. El resultado final de este balance de fuerzas puede implicar que la masa de DNAPL quede afectada por una fuerza neta de **sentido contrario al movimiento de las aguas subterráneas**, que provocará que el contaminante se desplace aguas arriba del foco de contaminación.



Las **figuras 5-6 y 5-7** representan dos dibujos esquemáticos de esta casuística. En la **figura 5-6** se pueden ver tres capas con permeabilidades diferentes y dirección de buzamiento contraria al movimiento del agua subterránea. En este caso, es frecuente que se produzca una estabilización de la piscina de DNAPL, ya que las fuerzas de gravedad se equilibran con las fuerzas de capilaridad y el empuje del agua subterránea. Cuando el empuje del agua subterránea no es suficiente para estabilizar el DNAPL, este producto se puede infiltrar hasta que las pérdidas por retención residual provoquen su agotamiento

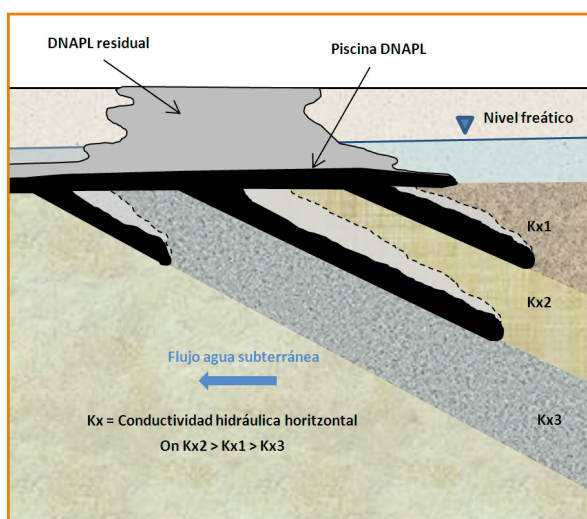


Figura 5-6. Casuística 4: el DNAPL se mueve en dirección contraria al movimiento de las aguas subterráneas siguiendo la dirección de las capas estratigráficas. Fuente: figura adaptada de Huling y Weaver, 1992.

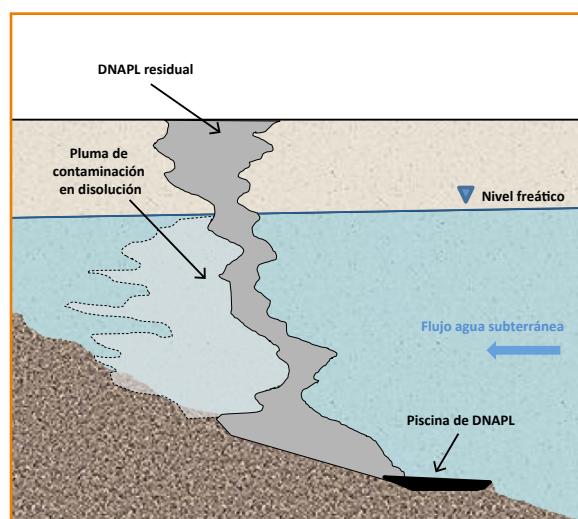


Figura 5-7. Casuística 4: la infiltración de DNAPL penetra en la zona saturada y se mueve en dirección contraria al movimiento de las aguas subterráneas. Fuente: figura adaptada de Huling y Weaver, 1992.

5.5. Casuística 5: medios fracturados

Los medios fracturados presentan una alta heterogeneidad, principalmente por el comportamiento dual del medio debido a la presencia de una matriz poco permeable y a sus propias fracturas. Cuando estas presentan una buena conectividad se convierten en canales preferentes por donde pueden circular fácilmente los diferentes fluidos que hay en el subsuelo (agua, vapor y también DNAPL). De este modo, la presencia de flujos preferenciales provoca que los contaminantes recorran distancias más largas —con lo que aumenta el área afectada por la contaminación— y que lo hagan más rápidamente. Hay que recordar, también, que el DNAPL se va disolviendo en las aguas subterráneas y es transportado por estas aguas en forma de soluto, hasta generar una pluma de contaminación (véase el **capítulo 6**).



En este tipo de medios, la distribución del contaminante en el suelo depende, principalmente, de las características de las fracturas (dirección, densidad, forma y tamaño, entre otras). Estos parámetros son difíciles de caracterizar con detalle en el emplazamiento y, por lo tanto, el movimiento del comportamiento de los contaminantes también resulta difícil de predecir. Los DNAPL pueden penetrar en fracturas relativamente pequeñas, incluso en fisuras inferiores a 20 micras, por su baja tensión superficial y su viscosidad (conceptos expuestos en el **capítulo 4**).

Por otra parte, el flujo en la matriz rocosa es prácticamente inexistente. Sin embargo, es muy común que una parte de la fracción disuelta entre en esta matriz rocosa (porosidad primaria) mediante la difusión molecular (véase el **capítulo 6**). Este producto que queda retenido en las zonas de baja permeabilidad puede representar una fuente de contaminación futura y puede persistir fácilmente incluso durante varias décadas.

La **figura 5-8** presenta un dibujo esquemático relativo a esta problemática.

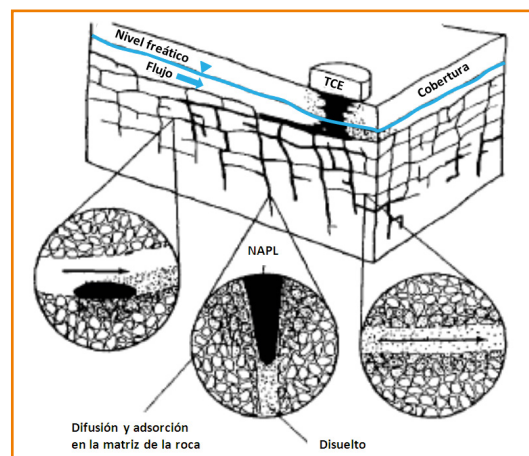


Figura 5-8. Casuística 5: detalle de procesos de transporte en el interior de medios fracturados. Fuente: figura adaptada de Mackay y Cherry, 1989.

5.6. Casuística 6: sistemas multicapa

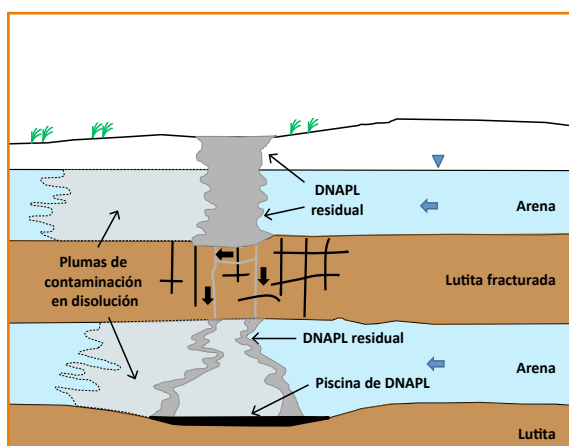


Figura 5-9. Casuística 6: distribución de DNAPL en sistemas multicapa. Fuente: figura adaptada de Newell y Ross, 1992.

En sistemas multicapa, cuando el acuífero superior está separado del inferior por medio de una zona de baja permeabilidad o acuitardo, el DNAPL se puede acumular en la base de cualquiera de los dos acuíferos. La primera hipótesis lleva a pensar que el contaminante quedará retenido por el efecto barrera del acuitardo, pero hay que tener en cuenta que, aunque se trate de una unidad bastante impermeable, es fácil que el DNAPL migre hacia el acuífero profundo a partir de las microfracturas inherentes al terreno.

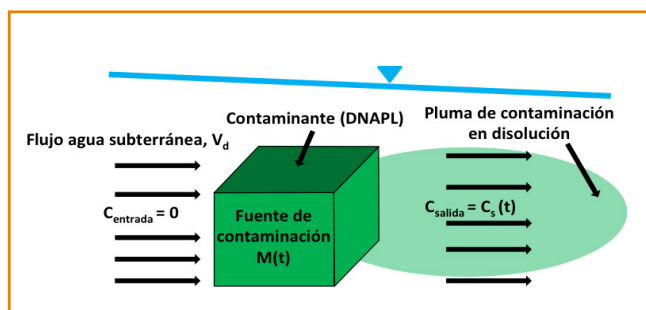


6 DISOLUCIÓN Y TRANSPORTE

6.1. Disolución de fase libre

Entre los diferentes procesos de transferencia de masa mencionados en el **apartado 4.2**, la tasa de disolución de DNAPL en agua se puede considerar un mecanismo lento. Esto hace que la disolución de la totalidad del DNAPL se convierta en un proceso lento que puede durar décadas, incluso siglos. La tasa de disolución depende de distintos factores. Los más importantes son: (1) la solubilidad efectiva del NAPL en el foco de contaminación; (2) la velocidad del agua subterránea; (3) la cantidad y la distribución de la masa de contaminante en el subsuelo (relación entre el volumen de NAPL residual y NAPL en forma de piscinas), y (4) el coeficiente de difusión de los compuestos químicos que forman el NAPL.

Figura 6-1. Esquema conceptual de disolución de DNAPL en el foco de contaminación, en la zona saturada. Fuente: figura adaptada de Falta et ál., 2007.



Desde un punto de vista práctico, se puede definir una relación directa entre las concentraciones de DNAPL disuelto a la salida del foco de contaminación [$C_s(t)$] y la masa remanente de DNAPL en el foco de contaminación [$M(t)$] (Rao et ál., 2001; Rao y Jawitz, 2003; Parker y Park, 2004; Zhu y Sykes, 2004; Falta et ál., 2005 a). Esta relación se expresa formalmente como:

$$\frac{C_s(t)}{C_0} = \left(\frac{M(t)}{M_0} \right)^r \quad (6-1)$$



Donde C_0 y M_0 son la concentración y la masa de DNAPL en un tiempo determinado (considerado el tiempo inicial, $t = 0$). El exponente Γ determina el efecto que provoca el agotamiento de la fuente de DNAPL sobre las concentraciones de salida del foco. Los valores de Γ oscilan entre 0,2 y 2. Los valores típicos son de $\Gamma = 0,5$ en emplazamientos contaminados con predominio de piscinas o bolsas de contaminante, y $\Gamma = 2$ en emplazamientos contaminados con predominio de fase residual.

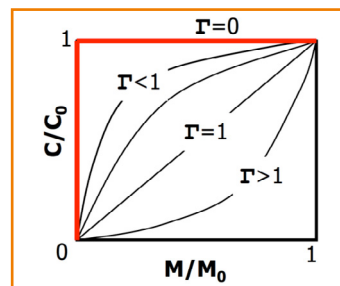


Figura 6-2. Relación de la masa de DNAPL en fase líquida no acuosa remanente en el foco con las concentraciones lixivadas en la zona saturada. Fuente: Falta et ál., 2007.

Mediante la realización de un balance de masa se obtiene que las concentraciones lixivadas por disolución de DNAPL en el foco de contaminación se pueden expresar como sigue (Parker y Park, 2004):

$$C_s(t) = \frac{C_0}{(M_0)^\Gamma} \left\{ \frac{-QC_0}{\lambda_s (M_0)^\Gamma} + \left((M_0)^{1-\Gamma} + \frac{QC_0}{\lambda_s (M_0)^\Gamma} \right) \exp((\Gamma - 1)\lambda_s t) \right\}^{\frac{\Gamma}{1-\Gamma}} \quad (6-2)$$

Donde t es el tiempo, C_0 es la concentración lixivada de DNAPL en las aguas subterráneas al inicio, M_0 es la masa inicial de DNAPL en el foco, Γ es el coeficiente de agotamiento y λ_s es la constante de degradación (en el foco de contaminación).

La ecuación propuesta también se puede utilizar al revés; se puede estimar el coeficiente de agotamiento a partir de medidas de concentración tomadas en campo. Los cálculos que deben seguirse se describen en la **hoja de cálculo B-1 del anexo I** acompañada de un ejemplo de aplicación.

También existe otro método para estimar Γ . Se lleva a cabo a través de su relación con lo que se conoce con la sigla inglesa GTP (*ganglia-to-pool mass ratio*), que representa el cociente entre el volumen de DNAPL en forma residual y el volumen de DNAPL en forma de piscina (Christ et ál., 2006 y 2010):

$$\Gamma = 1,5 \times GTP^{-0,26}, \quad \text{si} \quad GTP > 0.4 \quad (6-3)$$

Finalmente, este coeficiente de agotamiento se puede utilizar para estimar la masa remanente en el foco y el tiempo que será necesario para alcanzar la disolución completa del DNAPL, así como para valorar la eficacia de un esquema de descontaminación, como se lleva a cabo en la **hoja de cálculo B-2 del anexo I**.



6.2. Procesos de transporte

6.2.1. Zona no saturada

Los DNAPL volátiles pueden crear un penacho de vapores que se desplaza principalmente mediante un proceso de difusión molecular a través de la zona no saturada. La capacidad de difusión de los contaminantes en fase gas y en un medio poroso se mide mediante el **coeficiente de difusión efectivo** D_g (m^2/s).

Definición: el proceso de difusión es un mecanismo de transporte mediante el cual un contaminante se mezcla con un fluido, para tender finalmente a la homogeneización de la concentración. Es un proceso que no depende directamente del movimiento del fluido, como sucede con la advección, sino que se debe al movimiento aleatorio y fortuito de las partículas. El proceso de difusión se cuantifica mediante el **coeficiente de difusión**. Este parámetro depende de la temperatura y se tabula en función de la sustancia química y del fluido a través del cual se difunde (**tabla A-4 del anexo II**). Su símbolo habitual en el aire es D_d y se expresa en unidades de m^2/s .

Este mecanismo de transporte pierde importancia en la zona no saturada, ya que el coeficiente de difusión en un gas es distintos órdenes de magnitud mayor que su valor en la zona saturada. Por este motivo, los penachos de vapores en la zona no saturada ocupan una extensión mayor que los típicamente observados en la zona saturada. Debe recordarse que estos vapores también se someten a cierta adsorción por parte de la matriz del subsuelo, que hace que se retrase el movimiento del frente difusivo del contaminante.

Destacable: es muy importante tener en cuenta que el valor genérico que aparece en las tablas se refiere a la difusión del contaminante en un fluido determinado y que no tiene en cuenta si nos encontramos o no en un medio poroso. En el interior del suelo, la capacidad de movimiento de las partículas está delimitada o condicionada por la conectividad de la fase donde se difunde. Por este motivo, se incorpora un parámetro que tiene en cuenta la tortuosidad del medio y reduce la capacidad de difusión del sistema. De este modo, se obtiene el coeficiente de difusión en suelos o **difusión efectiva**. Su símbolo habitual es D_g y se expresa en unidades de m^2/s . El cálculo de la difusión efectiva se encuentra en la **hoja de cálculo B-3**.



La ecuación que rige el transporte difusivo de vapores en la zona no saturada se puede expresar en un medio homogéneo del siguiente modo:

$$R_g \frac{\partial C_g}{\partial t} = D_g \frac{\partial^2 C_g}{\partial x^2} \quad (6-4)$$

Donde C_g es la concentración del vapor en el suelo (g/m^3), R_g es el factor de retardo del vapor (adimensional), t es el tiempo (días), x es la distancia horizontal (m) y D_g es el coeficiente de difusión efectivo en la fase gas de la zona no saturada (m^2/d).

El factor de retardo tiene en cuenta que parte del gas queda disuelto en el agua intersticial (véase el **apartado 4.2.3**) y que, a la vez, parte de este gas disuelto queda retenido por la materia sólida presente en el suelo (véase el **apartado 4.2.4**). El factor de retardo de vapores se puede estimar a partir de las propiedades físicas del suelo y de las características químicas del contaminante mediante la siguiente expresión:

$$R_g = 1 + \frac{\theta_w}{\theta_g H} + \frac{\rho_b K_d}{\theta_g H} \quad (6-5)$$

Donde H es la constante de Henry adimensional, θ_w y θ_g son, respectivamente, los contenidos volumétricos de agua y gas en el suelo (adimensional), ρ_b es la densidad aparente del suelo (g/cm^3) y K_d es el coeficiente de distribución (ml/g). La descripción detallada de cada uno de estos parámetros se puede encontrar en el **apartado 4.2**.

En condiciones ideales, y para una fuente constante de contaminación (por ejemplo, cuando tenemos una fase residual DNAPL), la solución analítica de la **ecuación 6-4** es la siguiente:

$$C_g(t, x) = C_g(t = 0) \times \text{erfc} \left(\frac{x}{2\sqrt{D_g t / R_g}} \right) \quad (6-6)$$

Donde $C_g(t, x)$ representa la concentración de vapor, x es la distancia horizontal hasta el foco, t es el tiempo y $\text{erfc}(z)$ representa la función de error complementaria. Esta función no tiene una forma matemática explícita, pero se implementa en la mayoría de programas comerciales, como Excel, Matlab y otros.



La ecuación 6-6 permite aproximar que la distancia recorrida por el frente de vapores es la siguiente:

$$x = \sqrt{\frac{D_g}{R_g} t} \quad (6-7)$$

Finalmente, las ecuaciones 6-6 y 6-7 permiten estimar la evolución de las concentraciones de vapores en el espacio y el tiempo. La **hoja de cálculo B-3** describe paso a paso su aplicación con un ejemplo.

6.2.2. Zona saturada

La caracterización de la velocidad del agua en el medio es muy importante a la hora de valorar y cuantificar la contaminación por DNAPL. Cuando estos compuestos llegan a la zona saturada se empiezan a disolver lentamente y generan una pluma de contaminación aguas abajo (véase el **capítulo 5**). Las características de esta pluma estarán fuertemente determinadas por el flujo de agua de la zona saturada. Este flujo se puede estimar fácilmente a partir de la ley de Darcy entre dos puntos (normalmente obtenidos a partir de medidas tomadas en pozos de observación). A partir de la ley de Darcy, la velocidad del agua subterránea presenta la siguiente fórmula:

$$v_w = \frac{K}{\phi} J \quad (6-8)$$

Donde v_w es la velocidad del agua subterránea (m/d), K es la conductividad hidráulica (m/d), J es el gradiente hidráulico (adimensional) en la dirección principal del flujo de agua y ϕ es la porosidad efectiva del medio natural (adimensional). Para definir el gradiente hidráulico son necesarios un mínimo de tres puntos de observación. La siguiente página web permite calcular automáticamente el gradiente hidráulico mediante el nivel de agua medido en tres pozos de observación:

<http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/gradient3ns.html>

Es importante tener en cuenta que las sustancias químicas disueltas en las aguas subterráneas son parcialmente absorbidas por el subsuelo y, por lo tanto, la velocidad de la pluma de contaminación sufre cierto retraso con respecto al movimiento



del agua. De una forma muy simple, el factor de retardo R_w refleja la diferencia entre ambas velocidades:

$$v_{pluma} = \frac{v_w}{R_w} \quad (6-9)$$

Donde v_{pluma} es la velocidad de la pluma de contaminación (m/d) y R_w es el factor de retardo (adimensional) a causa de los procesos de adsorción. Este factor se puede estimar mediante las propiedades físicas del suelo y las propiedades químicas del contaminante del siguiente modo (véase la **hoja de cálculo A-9**):

$$R_w = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\phi} \quad (6-10)$$

Donde ϕ es la porosidad del medio (adimensional). Además del proceso de adsorción, el contaminante también está sometido a otros procesos de atenuación que afectan de una manera u otra a la evolución de las concentraciones. Los procesos más significativos son la dispersión, la degradación y la volatilización (en caso de que la pluma de contaminación se encuentre relativamente cerca del nivel freático). La ecuación simplificada que rige la evolución de las concentraciones en un medio homogéneo (Bear, 1972) se puede definir como sigue:

$$R_w \frac{\partial C_w}{\partial t} = -v_w \frac{\partial C_w}{\partial x} + A_L v_w \frac{\partial^2 C_w}{\partial x^2} + r(x, t) \quad (6-11)$$

Donde C_w es la concentración del compuesto químico disuelto en las aguas subterráneas (mg/l), A_L es el coeficiente de dispersión longitudinal del medio (m) t es el tiempo (días), x es la distancia horizontal (m) y $r(x, t)$ es el término fuente que incluye la tasa de degradación del compuesto químico y la tasa de volatilización (mg/l día).

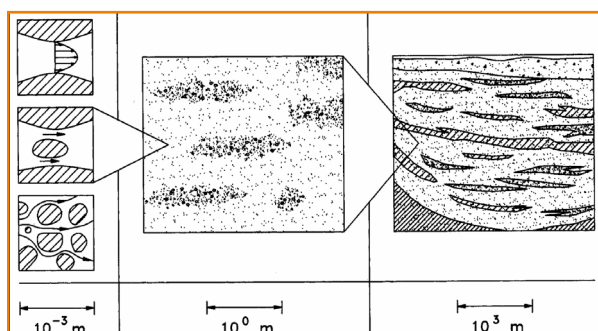


Figura 6-3. Efectos de la dispersión a diferentes escalas.



Definición: la **dispersividad** es el parámetro hidrodinámico que caracteriza el proceso de la dispersión mecánica, por el cual una pluma de contaminación se dispersa de forma natural por los cambios de velocidad que experimenta un fluido cuando atraviesa un medio poroso con cierto grado de heterogeneidad. Este mecanismo tiene lugar a diferentes escalas a causa de las variaciones de velocidad que se producen tanto a escala de poro como en la mesoescala (véase la **figura 6-3**). Su símbolo habitual es la letra A y se expresa en unidades de longitud (metros).

Destacable: la dispersión mecánica de una pluma es mayor en el sentido longitudinal al flujo. Por esta razón, se diferencia entre la dispersividad longitudinal (al flujo) A_L y la transversal A_T . El cociente A_L/A_T se encuentra entre 3 y 10. La dispersividad longitudinal A_L depende de la escala de observación y se puede caracterizar a través de un ensayo de trazadores, o bien se puede estimar de forma aproximada mediante la revisión bibliográfica de Gelhar et ál. (1995) o la fórmula de Xu y Eckstein (1995). Esta estimación se puede llevar a cabo a través la siguiente página web:

<http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/longdisp.html>

Otro aspecto que debe tenerse muy en cuenta en estos casos es que algunos compuestos organoclorados sufren degradación y que esta degradación es, a menudo, en cadena. Este es el caso, por ejemplo, de los disolventes clorados como el tetracloroetileno (PCE) y el tricloroetileno (TCE), que pueden crear condiciones anaeróbicas favorables para su dechloración reductiva. De este modo, cuando se degrada PCE, este producto se transforma en TCE, el TCE se transforma en DCE (dicloroetileno) y este último en cloruro de vinilo (VC) (Skeen et ál., 1995; Jain et ál., 1995; Clemente, 2001). La toxicidad de las sustancias que aparecen en una cadena de degradación no tiene que ser necesariamente la misma que el producto inicial. Por este motivo, el análisis del riesgo para la salud humana puede ser difícil de evaluar, sobre todo en sistemas heterogéneos (Benekos et ál., 2006).

Cuando la degradación de un compuesto no es total, diferentes sustancias químicas relacionadas entre sí coexisten en el medio. Cada una de estas sustancias genera su pluma característica, que evoluciona según la **ecuación 6-11**. El término fuente $r(x, t)$ de degradación es diferente para cada compuesto químico. Por ejemplo, la tasa de degradación $r(x, t)$ de la pluma de PCE se escribe como sigue:

$$r_{PCE} = -\lambda_{PCE} C_{PCE} \quad (6-12)$$



Mientras que la tasa de degradación de la pluma de TCE tiene que tener en cuenta, también, la aportación de TCE por degradación de PCE, y se escribe así:

$$r_{TCE} = Y_{TCE/PCE} \lambda_{PCE} C_{PCE} - \lambda_{TCE} C_{TCE} \quad (6-13)$$

Donde C_{PCE} y C_{TCE} son las concentraciones disueltas en las aguas subterráneas de PCE y TCE (mg/l), respectivamente, λ_{PCE} y λ_{TCE} son los coeficientes de degradación (1/días) e $Y_{TCE/PCE}$ es el coeficiente de rendimiento microbiano (adimensional). Este último es, por ejemplo, el TCE que se produce (mg) cuando se degrada una unidad de PCE (mg).

La solución del sistema de ecuaciones formado por 6-11, 6-12 y 6-13 es complejo y depende de las condiciones de contorno de cada problema en cuestión. En este sentido, los problemas de DNAPL necesitan tener en cuenta que el foco de contaminación varía en el tiempo (**ecuación 6-2**).

Destacable: la solución analítica de Falta et ál. (2007) incluye tanto la disolución de DNAPL en el tiempo (ecuación 6-2), como la posibilidad de degradación en cadena (ecuaciones 6-12 y 6-13). También se incorpora un software, **REMChlor**, que se puede utilizar para estimar la evolución de las concentraciones y el riesgo asociado a diferentes problemas de contaminación por organoclorados.

El inconveniente que presenta la utilización de una solución analítica es que necesita simplificar el problema y considera el medio poroso como un medio homogéneo con una geometría y unas condiciones de contorno sencillas. Los modelos numéricos, en cambio, no presentan estas restricciones. Por ejemplo, el programa **RW3Dmt** (Fernández-García et ál., 2005; Salamon et ál., 2008), desarrollado por el Grupo de Hidrología Subterránea de la UPC (<http://www.h2ogeo.upc.es/>), permite una solución numérica que se adecua a estos problemas.



7 CARACTERIZACIÓN DE EMPLAZAMIENTOS CONTAMINADOS

El objetivo de la caracterización de un emplazamiento impactado por DNAPL se basa en poder responder a las siguientes preguntas clave:

- ¿Dónde está localizado actualmente el contaminante y de dónde proviene?
- ¿Cómo se ha distribuido el DNAPL entre las distintas fases del subsuelo?
- ¿En qué dirección se están moviendo el agua, los vapores y el DNAPL?

La caracterización de emplazamientos impactados por DNAPL es, a menudo, una tarea de complejidad elevada. En general, los detalles específicos sobre el vertido del contaminante (volumen y duración del vertido) son difíciles de obtener. Independientemente de este hecho, la distribución vertical de DNAPL resultante es bastante errática, ya que depende en gran medida de las heterogeneidades del sistema natural. Así pues, para responder a las preguntas anteriores, es necesario investigar detalladamente el emplazamiento y muestrear y caracterizar la composición de las distintas fases del suelo: aguas subterráneas, suelos impactados, presencia de DNAPL en fase libre o residual y análisis de vapores. A continuación se presentan los rasgos principales de la caracterización de estas fases.

7.1. Caracterización de aguas subterráneas

Para delimitar la extensión de una pluma de contaminación es necesario el análisis químico de las aguas subterráneas en combinación con lecturas del nivel piezométrico de la zona impactada. La ejecución de este procedimiento puede permitir la identificación del origen de la afección, la delimitación del foco de contaminación y la estimación de la dirección del movimiento del contaminante.

Es importante no confundir el movimiento de la pluma de contaminación con el movimiento de las fases móviles del sistema (DNAPL en fase libre y en fase gas). El DNAPL se puede mover en una **dirección diferente del movimiento natural del agua**



subterránea, ya que su movimiento está influenciado también por otras fuerzas, como son la gravedad y la presión capilar del sistema (véanse los **capítulos 4 y 5**).

No es aconsejable estimar los volúmenes de líquido DNAPL del emplazamiento mediante las muestras de agua subterránea. Como se ha mencionado anteriormente, aunque exista DNAPL en fase libre o residual en el sistema, las concentraciones de las aguas subterráneas son normalmente mucho más pequeñas que las concentraciones atribuidas al equilibrio químico. Este hecho es consecuencia de que el emplazamiento natural está sometido a distintos procesos como pueden ser la dispersión, la biodegradación, la adsorción, la disolución, etc.

7.2. Caracterización de los suelos

El análisis físico y químico de las muestras de suelo procedente de los sondeos exploratorios proporciona una información valiosa para prever cuál es la distribución vertical y horizontal del DNAPL en el perfil del suelo. A continuación se describen algunas consideraciones que hay que tener en cuenta durante la caracterización de los suelos:

Inspección visual de muestras de suelo: la inspección visual in situ consiste en el reconocimiento, en la misma muestra de suelo, de la presencia de DNAPL. Desgraciadamente, aunque la inspección visual puede ser una técnica fácil de aplicar, su fiabilidad es reducida y se ha valorado aproximadamente en un 30 %. Esta fiabilidad se puede mejorar mediante la utilización de luces ultravioletas que amplían la fluorescencia de algunos compuestos orgánicos o mediante técnicas de agitación de la muestra (análisis de las paredes del tubo muestra para encontrar partes aceitosas). De todas formas, la inspección visual pierde todavía más fiabilidad en emplazamientos con sistemas heterogéneos o cuando los DNAPL son transparentes o se encuentran en bajas concentraciones.

Análisis de vapores de muestras de suelo: los vapores de las muestras de suelo procedentes de la perforación pueden ser analizados in situ mediante un fotoionizador portátil (PID). En general, los instrumentos PID pueden medir cualquier compuesto con energía de ionización inferior a la de los fotones de la luz del fotoionizador. Por ello, los compuestos pesados con temperaturas de ebullición altas, como pueden ser algunos compuestos semivolátiles o poco volátiles, pueden ofrecer una respuesta poco clara.



En general, los instrumentos PID son capaces de medir concentraciones de vapor de entre 1 ppmv y 1.000 o 2.000 ppmv, aproximadamente. La presencia de fase residual de DNAPL se asocia a lecturas de más de 100 o incluso 1.000 ppmv. Las mediciones pueden variar, entre otros factores, con la presión atmosférica, la temperatura y la humedad.

El mejor modo de calibrar un PID es utilizando un patrón del gas que se esté estudiando. No obstante, los instrumentos PID se calibran normalmente con un gas estándar (isobutileno), que contiene un único compuesto, que puede ser o no de interés. Por este motivo, las lecturas PID pueden diferir sustancialmente de la concentración real y, por lo tanto, los valores obtenidos tienen que ser considerados únicamente una estimación del orden de magnitud de la concentración real (Cohen et ál., 1992).

Las medidas PID en muestras de suelo se pueden realizar mediante la técnica *head space*. Esta técnica se basa en recuperar una muestra de suelo de un sondeo a una profundidad determinada. Esta muestra se introduce en una bolsa o frasco específico, equipado con un acceso para la punta de entrada PID, con el fin de reducir al mínimo la dilución de la lectura por la entrada de aire atmosférico.

Este método permite una identificación inicial, pero no facilita información sobre la composición química del DNAPL. La identificación de las sustancias químicas que forman el DNAPL y sus concentraciones tienen que medirse mediante otros métodos de análisis más precisos, como las técnicas de cromatografía de gases o cromatografías de líquidos de alta presión. Estas técnicas requieren más tiempo por obtener resultados, pero proporcionan una información mucho más específica sobre los compuestos orgánicos que están presentes en la muestra.

Análisis químico de muestras de suelo: las muestras de suelo se colocan en un recipiente que se tiene que llevar a analizar a un laboratorio especializado. El análisis químico posterior puede ayudar a determinar la presencia y la distribución de DNAPL en el subsuelo. En general, el muestreo sigue los siguientes pasos:

- Sondeo y toma de muestra de suelo.
- Examen visual de la muestra en campo.
- Introducción de la muestra en un vial de 40 ml o recipiente mayor.
- Almacenamiento y transporte de la muestra en condiciones de refrigeración (a 4 °C), evitando la agitación para minimizar la volatilización de los compuestos.



- Extracción de una pequeña muestra en el laboratorio para analizarla.
- Extracción de los COV. Este proceso se realiza con metanol cuando se esperan concentraciones altas o en agua (seguido de purga y trampa) para bajas concentraciones.

Los aspectos más problemáticos del muestreo son los siguientes:

- Como la distribución espacial de DNAPL es a menudo muy irregular y puede variar en cuestión de centímetros, la fiabilidad de su identificación se puede realizar solo mediante la recogida de muestras verticales en continuo. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que la recuperación de las muestras de arena por debajo del nivel freático es, en general, poco fiable cuando se utilizan dispositivos basados en trampas mecánicas.
- Durante el muestreo, el DNAPL puede migrar a lo largo de la interfaz entre la muestra y el tubo de muestreo. Este tipo de contaminación cruzada es particularmente importante en disolventes clorados que son densos y poco viscosos. Este efecto se puede reducir tomando la muestra de la parte interior del muestreo.
- Como el volumen de suelo necesario para el análisis químico es generalmente mucho más pequeño que el volumen de suelo recuperado durante el muestreo (típicamente entre 5 y 20 g de muestra), se tiene que hacer una selección de la muestra que se llevará a analizar. Si el objetivo es estimar la presencia o no de DNAPL, solo se tienen que seleccionar las zonas más contaminadas. Si el objetivo es estimar la masa total de DNAPL, la muestra resultante puede ser una mezcla de las diferentes partes del muestreo. Sin embargo, esto requiere una elevada manipulación de la muestra y, por lo tanto, un incremento de las pérdidas por volatilización.
- Se tiene que intentar evitar la pérdida de volátiles durante el muestreo, la manipulación y el almacenamiento. La pérdida de COV se puede minimizar colocando las muestras en un recipiente con metanol, seguido de un análisis del disolvente (WCGR, 1991). Hay que tener cuidado evitar la exposición del metanol a materiales contaminantes (aparte de la muestra de suelo). La pérdida de volátiles también se puede minimizar mediante el sellado del recipiente de muestreo (Cherry y Feenstra, 1991).

Los materiales de los recipientes tienen que ser adecuados y con una alta resistencia frente a los disolventes clorados, como pueden ser el acero inoxidable y el vidrio. En general, los materiales de plástico (recipientes, tubos y juntas utilizadas durante el muestreo) no son adecuados, ya que no cumplen algunos de los requisitos básicos,



como la impermeabilidad del vapor y la resistencia al producto químico. Como material de sellado se pueden utilizar plásticos especiales como los siguientes:

- Politetrafluoroetileno (PTFE, Teflon®)
- Polifluoretileno-propeno (PFEP)
- Caucho fluorado (FKM)

Caracterización del terreno: es importante definir las características del terreno del emplazamiento con detalle. Esta información permite definir el movimiento del DNAPL con mayor exactitud. El uso de un penetrómetro es a menudo suficiente para obtener las propiedades mecánicas del suelo, muy útiles para su identificación, y las características de la estratificación. La técnica es relativamente sencilla y se basa en el cálculo de la resistencia del terreno a partir de la penetración vertical de una punta cónica. A partir de la interpretación de la resistencia a la penetración se obtiene información sobre la naturaleza estratigráfica del terreno. Registros electromagnéticos de resistividad y gamma natural pueden facilitar la interpretación de la estratigrafía y la identificación de zonas específicas donde el DNAPL se haya podido acumular. La capacidad de los métodos geofísicos, como la sísmica de refracción y reflexión y el radar de penetración terrestre, todavía no se ha probado para la detección de DNAPL.

7.3. Caracterización de gases

La caracterización de gases permite definir la extensión y la localización de los compuestos orgánicos volátiles a lo largo de la zona no saturada del emplazamiento. La toma de muestras de gases normalmente se lleva a cabo mediante el muestreo directo. Este procedimiento implica generalmente los siguientes pasos: 1) introducción de un tubo vacío de pequeño diámetro, de punta cónica con una abertura por encima de esta punta; 2) extracción del gas del suelo mediante bombeo, y 3) toma de la muestra. Generalmente, las muestras se toman a partir de una profundidad superior a 1 m para evitar la contaminación de la superficie y otros efectos provocados por la lluvia o por cambios en la presión barométrica y la temperatura. Por motivos similares, se recomienda un muestreo preciso pero realizado en el menor tiempo posible.

Las medidas de concentración de gases pueden ser de gran ayuda para caracterizar mejor el problema de contaminación. No obstante, hay ciertas limitaciones en la caracterización de los gases que afectan directamente a la interpretación de los resultados. Las más destacadas son las siguientes: 1) las concentraciones de vapor no son siempre un indicador fiable de la distribución de DNAPL a lo largo del perfil en



el subsuelo, ni tampoco de la contaminación de las aguas subterráneas; y 2) los vapores pueden contaminar las aguas subterráneas en una dirección contraria al movimiento del agua o del DNAPL en fase libre. Las plumas de contaminación en aguas subterráneas derivadas de la presencia de vapores contaminados se caracterizan por el hecho de localizarse cerca del nivel freático y presentar espesores pequeños.

7.4. Caracterización de DNAPL

Para determinar la presencia de DNAPL en profundidad se pueden utilizar diferentes dispositivos a través del pozo de observación. La recomendación más importante durante la ejecución de estas técnicas es que se ha de desplazar verticalmente el dispositivo con cuidado y de forma lenta a lo largo de todo el piezómetro para evitar la perturbación del equilibrio DNAPL/agua y crear emulsiones. Como es evidente, resulta necesario que la caracterización del DNAPL se realice siempre antes de la purga del pozo.

Medidas de conductividad eléctrica en pozos: esta técnica se basa en la diferencia de conductividad eléctrica que existe entre el DNAPL y el agua, ya que el primero presenta conductividades relativamente menores. La lectura se puede obtener mediante la introducción de un sensor de conductividad eléctrica en el pozo de observación. La interfaz entre el agua y el DNAPL es fácil de identificar, ya que se puede detectar una diferencia abrupta y notable en la conductividad medida. Siguiendo este mismo principio, las sondas bifásicas (en inglés, *interface meters*) permiten identificar el contacto agua/DNAPL, ya que ofrecen una respuesta diferente basándose en su conductividad eléctrica.

Medidas con *bailers* transparentes: como su nombre indica, se basan en utilizar un muestreador de tipo *bailer* transparente con abertura de muestreo inferior para medir el espesor de DNAPL en un pozo de observación. Una vez recuperado el *bailer* tras el muestreo, el espesor de DNAPL se puede delimitar visualmente en la superficie. Durante la recuperación del *bailer*, hay que procurar que no pierda líquido por su parte inferior.

Medidas con muestreos: para identificar la presencia de DNAPL, es aconsejable realizar un muestreo a diferentes profundidades. Para llevarlo a cabo, se puede utilizar un *bailer* de doble válvula o una bomba peristáltica si la profundidad no es muy grande (< 7 m).

Medidas alternativas: una posible alternativa a estas técnicas consiste en la utilización de una plomada para reconocer visualmente la longitud impregnada de DNAPL.



Medio	Método de caracterización	Destacable
Agua	Análisis químico	<ul style="list-style-type: none"> No se tiene que confundir el movimiento del DNAPL con el de otras fases (agua, gas). El DNAPL se puede mover en un sentido diferente al del movimiento del agua subterránea. No se puede estimar el volumen de DNAPL mediante las concentraciones de las aguas subterráneas. Estas concentraciones suelen ser más pequeñas que las atribuidas al equilibrio químico.
	Medidas del nivel piezométrico	
Suelos	Inspección visual de muestras de suelo	<ul style="list-style-type: none"> Su fiabilidad es reducida, pero puede aumentar con la utilización de luces ultravioletas.
	Análisis de vapor en muestras de suelo	<ul style="list-style-type: none"> En mezclas complejas de vapores orgánicos, la medida PID puede diferir sustancialmente de la medida real. En la mayoría de casos tiene que ser considerada como una estimación del orden de magnitud de la concentración real.
	Análisis químico de muestras de suelo	<ul style="list-style-type: none"> Debe tenerse en cuenta la pérdida de volátiles dentro del recipiente de muestreo. Proporciona información específica sobre la composición química del NAPL.
	Caracterización del terreno	<ul style="list-style-type: none"> La resistencia a la penetración de un penetrómetro y los electromagnéticos de resistividad y gamma natural facilitan la interpretación de la estratigrafía y la identificación de zonas específicas donde se haya podido acumular DNAPL.
Gases	Caracterización de gases mediante captadores de vapores	<ul style="list-style-type: none"> Permiten definir la extensión y la localización de los volátiles en la zona no saturada. Las concentraciones de vapor no son un indicador fiable de la distribución de la fase libre de DNAPL. El transporte de vapor puede causar la contaminación del agua subterránea en direcciones opuestas al movimiento de las aguas subterráneas o DNAPL.
DNAPL	Medidas de conductividad eléctrica en los pozos	<ul style="list-style-type: none"> Los DNAPL tienen conductividades eléctricas relativamente menores que el agua. Se pueden utilizar sondas bifásicas de niveles.
	Medidas con <i>bailers</i> transparentes	<ul style="list-style-type: none"> Hay que procurar no perder DNAPL durante el ascenso del <i>bailers</i>. La densidad de los DNAPL es mayor que la del agua.
	Medidas alternativas	<ul style="list-style-type: none"> Muestreo con bombeo. Reconocimiento visual mediante una plomada.

Tabla 7-1. Tabla resumen de técnicas de caracterización de emplazamientos contaminados

No obstante, cabe destacar que el espesor de líquido DNAPL medido en los pozos de observación no se tiene que relacionar necesariamente de forma directa con el espesor real de la piscina de DNAPL en el terreno. Estos dos valores pueden llegar a ser muy diferentes. Para entender este hecho, es básico conocer cuál es el tramo ranurado del pozo de observación y algunos de los rasgos relacionados con el diseño y la construcción del pozo. Los errores de medida se pueden sintetizar en las siguientes casuísticas:



- Si el intervalo de la zona ranurada incluye toda la capa donde está ubicado el DNAPL pero el nivel hidrostático del agua en el pozo es inferior al del acuífero por efecto de un bombeo o muestreo, el DNAPL ascenderá en el pozo para mantener el equilibrio hidrostático. En este caso, el espesor medido en el pozo de observación será mayor que el real (véase la **figura 7-1**).
- Si el pozo de observación penetra en la capa impermeable, el espesor de DNAPL medido excederá el espesor real, ya que este tramo de pozo está situado por debajo del nivel de esta capa. En este caso, el espesor medido en el pozo de observación también será mayor que el real (véase la **figura 7-2**).

Un diseño inadecuado del pozo de observación puede movilizar verticalmente el DNAPL y dar lugar a una mala cuantificación de la potencia y la localización del fluido. Se han detectado una serie de casos en las que se produce la migración vertical de los DNAPL a través de los pozos:

- La construcción de un pozo puede conectar una piscina de DNAPL situada sobre una barrera impermeable con un material más permeable situado por debajo de este. En este caso, la elevación de DNAPL en el pozo será errónea y se producirá un traspaso de DNAPL hacia la formación más permeable a través del pozo (véase la **figura 7-3**).

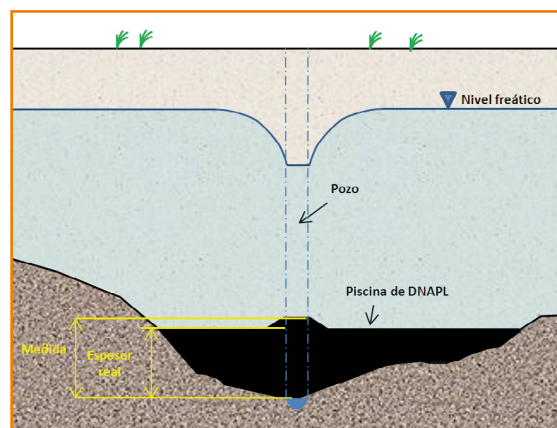


Figura 7-1. Medidas de DNAPL en el pozo de observación superiores a las reales por una diferencia de nivel hidrostático entre el pozo y el acuífero. Fuente: figura adaptada de Huling y Weaver, 1991.

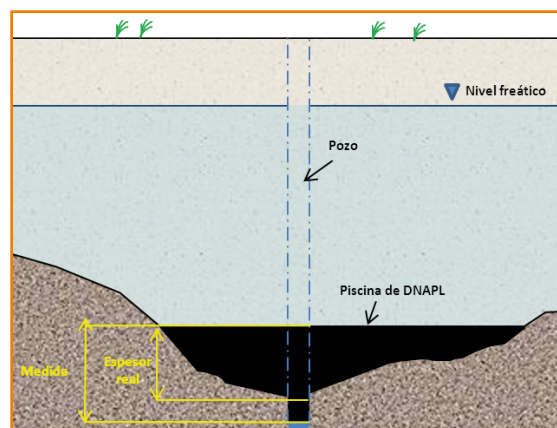


Figura 7-2. Medidas de DNAPL en el pozo de observación superiores a las reales, ya que el pozo de observación penetra en la capa impermeable. Fuente: figura adaptada de Huling y Weaver, 1991.

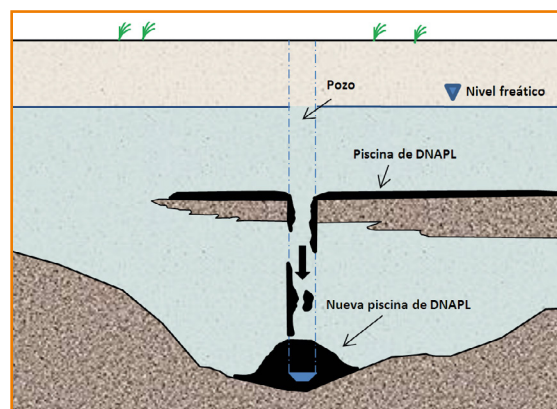


Figura 7-3. Migración vertical de un DNAPL a través de un pozo. Fuente: figura adaptada de Cohen y Mercer, 2003.



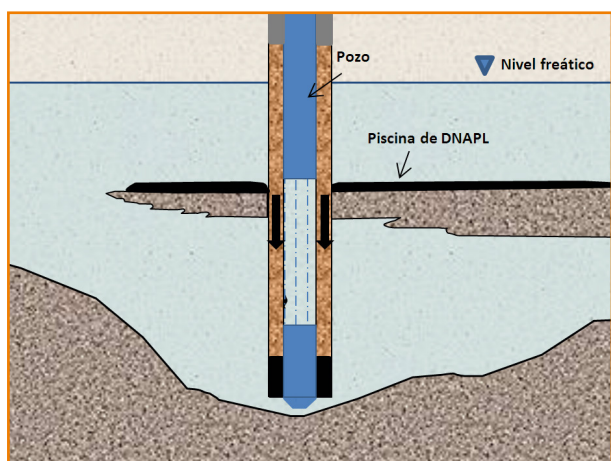


Figura 7-4. Migración vertical de un DNAPL a través del prefiltro de un pozo. Fuente: figura adaptada de Cohen y Mercer, 2003.

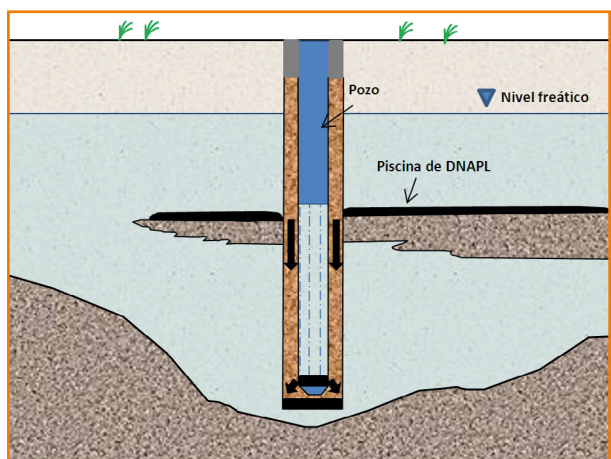


Figura 7-5. Migración vertical de un DNAPL a través de un pozo y a través de su prefiltro. Fuente: figura adaptada de Cohen y Mercer, 2003.

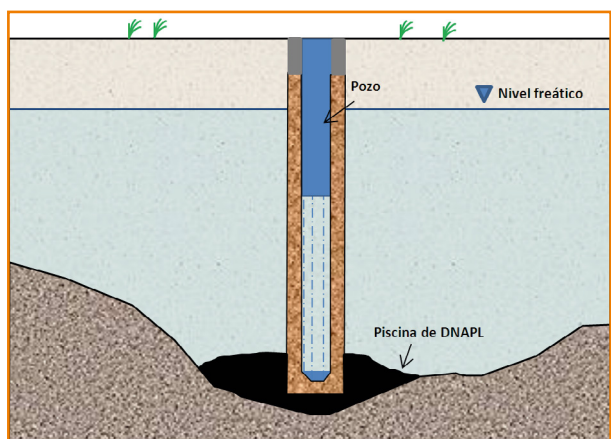


Figura 7-6. Prefiltro de un pozo actuando como barrera capilar. Fuente: figura adaptada de Cohen y Mercer, 2003.

- El DNAPL puede penetrar a través de la grava que forma parte del prefiltro del pozo e infiltrarse hasta la base de este pozo sin llegar a entrar propiamente en él. En este caso, cuando el volumen de DNAPL no es muy grande, no se puede detectar el espesor real de DNAPL en el pozo, ya que la mayor parte del líquido se concentra fuera del pozo (véase la **figura 7-4**).
- En esta casuística, también puede suceder de que el DNAPL llegue a entrar en el pozo a través de la zona ranurada, pero que vuelva a salir hacia el prefiltro una vez haya llegado a la base del pozo. Este caso solo se da en aquellos pozos totalmente ranurados (hasta la base) (véase la **figura 7-5**).
- El prefiltro también puede llegar a actuar como barrera capilar cuando el material utilizado es más fino que el del acuífero. En este caso, el DNAPL no puede acceder al pozo, por lo que no se detecta la presencia de DNAPL en el pozo (véase la **figura 7-6**).



7.5. Interpretación de resultados

7.5.1. Presencia de fase libre

La presencia de DNAPL en fase libre en un emplazamiento se puede detectar de manera *directa* o *indirecta* durante la fase de caracterización. Los métodos directos se basan en la inspección visual de muestras de suelo/agua o en observaciones en los pozos. La descripción de estos métodos se ha explicado con detalle en el capítulo anterior (**apartado 7.4**). La **tabla 7-2** también presenta, de forma resumida, los métodos directos de estimación de presencia de fase libre.

Métodos directos para estimar la presencia de DNAPL EPA540/F-94/049 en fase libre

Métodos para detectar DNAPL en pozos

- Sonda de detección de cambio de fase NAPL/agua.
- Inspección visual de la muestra recuperada por bombeo desde la parte inferior del pozo.
- Inspección visual de la muestra recuperada con un *bailer* transparente o similar desde la parte inferior del pozo.
- Inspección visual del fluido retenido en una cuerda blanca de algodón introducida en el pozo.

Métodos para mejorar la inspección visual en muestras de líquido

- Se centrifuga la muestra y se busca la separación de fases (agua/NAPL).
- Se puede añadir un colorante hidrofóbico (como Sudán IV) a la muestra y buscar coloración de la fracción DNAPL tras haber agitado la muestra.
- Se observa fluorescencia en la muestra mediante luz UV.
- Se evalúa la densidad del NAPL en relación con el agua inyectando el líquido en una columna de agua.

Métodos para detectar DNAPL en muestras de suelos y rocas

- Se advierte fluorescencia en la muestra mediante luz UV.
- Se añade colorante hidrofóbico y agua en la muestra de suelo y se observa la coloración de la fracción NAPL.
- Se lleva a cabo una prueba de agitación de la muestra en agua (eficaz para NAPL que no son incoloros ni tienen el mismo color que el suelo).
- Se centrifuga la muestra en agua y se observa si hay separación de fases agua/NAPL.
- Se filtra la muestra y se observa si hay separación de fases.

Tabla 7-2. Métodos directos para estimar la presencia de DNAPL en fase libre. Fuente: adaptado de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, publicación: 9355.4-16FS, EPA540/F-94/049

Aunque se apliquen estos métodos, las observaciones directas que se llevan a cabo en un emplazamiento impactado por DNAPL suelen ser bastante puntuales y pueden no identificar la presencia de DNAPL en fase libre en algunos casos. Por este motivo, se aconseja, también, la utilización de métodos indirectos que se basan en deducciones a partir de medidas de concentraciones de agua, suelos o vapores.



(1) Métodos directos

- a. Observaciones en pozos o piezómetros
- b. Inspección visual de muestras de agua
- c. Inspección visual de muestras de suelo

(2) Métodos indirectos

- a. Medidas de concentraciones en las aguas subterráneas
- b. Medidas de concentraciones de vapor en el gas del subsuelo
- c. Medidas de concentraciones en los suelos
- d. Cálculo de concentraciones de equilibrio en muestras de suelo
- e. Observaciones de campo sobre el comportamiento del contaminante

Métodos indirectos para estimar la presencia de DNAPL EPA540/F-94/049 en fase libre	
Análisis químicos	Observaciones de campo
<ul style="list-style-type: none"> Las concentraciones de agua subterránea superan el 1 % de la solubilidad efectiva. Las concentraciones en suelos superan los 10.000 mg/kg. Las concentraciones de vapores en el suelo superan los 1.000 ppm_v. Las concentraciones estimadas en muestras de suelo a partir de relaciones de equilibrio superan los máximos admisibles (véase el apartado 7.5.2). 	<p>En las aguas subterráneas</p> <ul style="list-style-type: none"> Las concentraciones aumentan con la profundidad de forma inexplicable por transporte advectivo. Las concentraciones aumentan en el sentido contrario al gradiente hidráulico a causa de la difusión de los vapores o de un control estratigráfico de la infiltración de DNAPL (véase el apartado 4.4). Las concentraciones tienen una distribución errática a causa de la distribución compleja del DNAPL en el foco de contaminación. Rebote de concentraciones cuando se detiene el sistema de bombeo. En un sistema de descontaminación por bombeo y tratamiento en superficie, con el tiempo las concentraciones disminuyen durante el periodo de bombeo. En caso de presencia de fase libre, estas concentraciones vuelven a aumentar significativamente después del bombeo por disolución continua de DNAPL (véase el capítulo 9). Aumento de las concentraciones en episodios de recarga de acuíferos (episodios de lluvia). El centro de masa de la pluma de concentraciones se mantiene cerca del foco de contaminación de forma inexplicable por un proceso de advección. La recuperación de la masa supera la estimación inicial de la masa de contaminante en la pluma de contaminación. <p>En los vapores</p> <ul style="list-style-type: none"> Elevadas concentraciones de gas en zonas situadas justo por encima de la capa freática donde el gas denso derivado del DNAPL tiende a acumularse. La recuperación de la masa supera la estimación inicial basándose en los vapores. <p>Otros</p> <ul style="list-style-type: none"> Deterioro de pozos y bombas (los organoclorados pueden degradar el PVC).

Tabla 7-3. Métodos indirectos para estimar la presencia de DNAPL en fase libre



Cuando un emplazamiento está contaminado con DNAPL y este DNAPL se encuentra en fase libre, las concentraciones que se detectan en las aguas subterráneas son generalmente más pequeñas que el 10 % de su valor de solubilidad (véase el **apartado 4.2.1**). Normalmente, valores de concentraciones superiores a un 1 % del valor de solubilidad efectiva indican la presencia de fase libre en el emplazamiento. Hay que citar, sin embargo, que valores de concentración inferiores a este límite ($< 1\%$) no se deben entender como la no presencia de DNAPL en el emplazamiento. En suelos, la presencia de concentraciones de contaminantes superiores a un 1 % de la masa de suelo (10.000 mg/kg) es generalmente indicativa de presencia de fase libre. No obstante, los DNAPL también pueden estar presentes en el subsuelo en concentraciones menores. En vapores, por su parte, este límite se considera que se encuentra en concentraciones superiores a 1.000 ppm_v.

Normalmente, la presencia de DNAPL en fase libre provoca un comportamiento anómalo de las concentraciones medidas en las aguas subterráneas y en los vapores del suelo. Algunos de los efectos más comunes se encuentran resumidos en las **tablas 7-2 y 7-3**.

En determinadas ocasiones, la concentración de contaminantes en suelos se expresa en términos de concentración total de carbono. En estos casos, Feenstra et ál. (1991) y Mayer y Hassanizadeh (2005) describen un método para detectar la presencia de fase residual en una muestra de suelo mediante esta medida. El método se basa en establecer relaciones de equilibrio entre el suelo, el agua y el gas (véase el **apartado 7.5.2**).

7.5.2. Interpretación de análisis químicos de muestras de suelos

Definición: la cantidad total de compuesto orgánico de interés que se analiza se conoce como la **concentración total del compuesto químico**. Su símbolo habitual es C_T y se expresa en masa de sustancia química por unidad de peso seco de la muestra de suelo, miligramos de sustancia química por kilogramo de suelo (mg/kg).

Esta medida no distingue entre la masa adsorbida en el suelo, la masa disuelta en el agua, la masa volatilizada en forma de vapores y la masa presente en fase libre. Feenstra et ál. (1991) y Mayer y Hassanizadeh (2005) describen un método para detectar la presencia de fase residual en una muestra de suelo a través de esta medida. Utilizando diferentes relaciones de equilibrio entre fases (véase el **capítulo 4**), es posible estimar a partir del valor de C_T cuál es la concentración de equilibrio en



el agua y vapores (gas), suponiendo que no existe fase libre. De este modo, en caso de que las concentraciones de equilibrio sean superiores a los valores máximos teóricos de solubilidad efectiva o de presión de vapor, se puede deducir que seguramente la muestra de suelo presenta una parte de contaminante en fase libre.

Para muestras de suelo totalmente saturadas (sin contenido de gas) y suponiendo que no existe DNAPL en fase libre, la concentración de equilibrio en el agua se puede expresar como sigue:

$$C_w = \frac{C_T \rho_b}{\phi R_w} \quad (7-1)$$

Donde C_T es la concentración total de compuesto químico (mg/kg), ρ_b es la densidad aparente del suelo (g/cm³), ϕ es la porosidad (adimensional), R_w es el factor de retardo del compuesto químico en agua (adimensional) y C_w es la concentración de equilibrio en agua de la sustancia química (mg/l). Este valor se compara con la solubilidad efectiva, que representa el máximo teórico. Si se supera este valor, se considera que hay presencia de DNAPL en la muestra. La **hoja de cálculo A-7** muestra los pasos que hay que seguir para aplicar este método con un ejemplo de aplicación.

Para muestras de suelo con cierto contenido de gas y suponiendo, otra vez, que no existe DNAPL en fase libre, la concentración de equilibrio en el gas es la siguiente:

$$C_g = \frac{C_T \rho_b}{\theta_g R_g} \quad (7-2)$$

Donde θ_g es el contenido volumétrico de gas (adimensional), R_g es el factor de retardo del compuesto químico en el aire (adimensional) y C_g es la concentración de equilibrio de la sustancia química en el gas (g/m³). Como sucede en el caso anteriormente descrito, si se supera el máximo teórico se considera que hay presencia de DNAPL. La **hoja de cálculo A-8** muestra los pasos que deben seguirse para aplicar este método y presenta un ejemplo de aplicación.



8 VALORACIÓN DEL PROBLEMA DE CONTAMINACIÓN

Para valorar el grado de contaminación del emplazamiento es necesario comparar los valores de concentración obtenidos (tanto las concentraciones obtenidas en las muestras de suelo como en los análisis de las aguas subterráneas o en los resultados de vapores) con lo que se conoce como niveles o valores genéricos de referencia (NGR o VGR). Estos niveles varían en función de si la muestra es de suelo, agua o aire, y también dependen del compuesto en cuestión. Los valores genéricos de referencia son los valores básicos mediante los que se evalúa el grado de contaminación de un emplazamiento. Las unidades más habituales de los valores genéricos de referencia son las siguientes:

- Muestras de suelo: en mg/kg (miligramos de contaminante/kg de suelo).
- Muestras de agua: en µg/l (microgramos de contaminante/litro de agua).
- Análisis de vapores en suelos: en mg/m³ (mg de contaminante/m³ de gas).

8.1. Concentraciones en suelos

El Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, establece los niveles genéricos de referencia (NGR) para la declaración de suelos contaminados y especifica los criterios que deben tenerse en cuenta en el cálculo de estos valores para sustancias no incluidas en sus anexos. En suelos, el nivel genérico de referencia (NGR) se define como la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o el ecosistema. Estos valores se presentan en la **tabla A-5 del anexo II**. Según este real decreto, en términos de protección de la salud humana, una situación de riesgo aceptable es:

- Para sustancias cancerígenas: la frecuencia esperada de aparición de cáncer en la población expuesta al contaminante no supera el valor de 10⁻⁵. Este número representa uno de cada 100.000 casos. El valor en lo referente a la frecuencia se expresa normalmente con la letra R.



- Para sustancias con efectos sistémicos: en este caso, se asume como una situación de riesgo aceptable aquella en la que, para cada sustancia, el cociente entre la dosis de exposición a largo plazo y la dosis máxima admisible es inferior a la unidad. Este cociente se expresa normalmente con la letra *H*.

En términos de protección de los ecosistemas, se asume que una situación de riesgo aceptable es aquella en la que el cociente entre el nivel de exposición, expresado como concentración, y el umbral ecotoxicológico de cada sustancia, definido por la concentración máxima por la que no se esperan efectos sobre los ecosistemas, es inferior a la unidad.

En función de estos niveles genéricos de referencia y de la valoración del riesgo se establecen tres categorías de suelos: (a) suelos contaminados, (b) suelos potencialmente contaminados y (c) suelos no contaminados. La **tabla 8-1** muestra las características de cada una de estas categorías y el protocolo de actuación:

Categoría	Características	Protocolo de actuación
Suelo contaminado	<p>En términos de protección de la salud humana</p> <ul style="list-style-type: none"> Alguna concentración es mayor que 100 veces el NGR de referencia para el uso de suelo correspondiente y objeto de protección. Para sustancias cancerígenas, el riesgo es inaceptable ($R > 10^{-5}$). Para sustancias con efectos sistémicos, el cociente entre la dosis de exposición a largo plazo y la dosis máxima admisible es superior a la unidad ($H > 1$). <p>En términos de protección del ecosistema</p> <ul style="list-style-type: none"> La concentración letal o efectiva media, para organismos del suelo, es inferior a 10 mg/g de suelo. La concentración letal o efectiva media, para organismos acuáticos, es inferior a 10 ml/l de agua. 	Según el Real Decreto 9/2005, la declaración de un suelo como contaminado obligará a la realización de las actuaciones necesarias para proceder a su recuperación ambiental. El organismo competente es la ARC (Agencia de Residuos de Cataluña).
Suelo potencialmente contaminado	<ul style="list-style-type: none"> Concentraciones de hidrocarburos totales de petróleo superiores a 50 mg/kg. La concentración de alguna sustancia excede los NGR. El contaminante relevante supera el NGR obtenido de manera específica. En términos de protección del ecosistema, que se compruebe toxicidad en bioensayos de muestras no diluidas. 	Se requieren estudios complementarios para evaluar el riesgo. El organismo competente es la ARC (Agencia de Residuos de Cataluña).



Categoría	Características	Protocolo de actuación
Suelo no contaminado	<ul style="list-style-type: none"> Las concentraciones son inferiores a los NGR. Para sustancias cancerígenas, el riesgo es aceptable ($R \leq 10^{-5}$). Para sustancias con efectos sistémicos, el cociente entre la dosis de exposición a largo plazo y la dosis máxima admisible es inferior a la unidad. 	Aplicar el plan de prevención y seguimiento en caso de disponer de puntos de control.

Tabla 8-1. Categorías del suelo y protocolo de actuación

8.2. Concentraciones en las aguas subterráneas

La Directiva europea 2006/118/CE, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, establece que los estados miembros tienen que definir los niveles genéricos de referencia para determinar el estado químico de las aguas subterráneas. Por este motivo, la Agencia Catalana del Agua ha desarrollado los estudios necesarios en colaboración con el Centro Tecnológico de Manresa (CTM) para obtener estos valores referentes al uso de las aguas subterráneas en Cataluña. El protocolo de actuación y los criterios relativos a la calidad y la protección del ecosistema de las aguas subterráneas se pueden consultar en los siguientes documentos:

- Documentació requerida en les etapes del Programa de descontaminació d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen puntual ('Documentación requerida en las etapas del Programa de descontaminación de aguas subterráneas en emplazamientos contaminados por fuentes de origen puntual'), documento editado en el 2007 y disponible en: http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/aigua_medi/aigues_subterrànies/descontaminacio_aquifers/Documentacio_requerida.pdf
- Protocol d'actuacions de descontaminació de les aigües subterrànies en estacions de servei ('Protocolo de actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en estaciones de servicio'), aprobado por el Consejo de Administración de la Agencia Catalana del Agua en abril del 2007 y disponible en: http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/aigues_subterrànies/protocol_actuacions_estacions_servei.pdf
- Criteris d'aplicació dels valors genèrics per a la restauració d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen puntual ('Criterios de aplicación de los valores genéricos para la restauración de aguas subterráneas en emplazamientos contaminados por fuentes de origen puntual'), del 2009, y disponible en: http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/aigues_subterrànies/criteris_aplicaciovalors_generics_rest.pdf



- Protocol d'actuació en episodis de contaminació d'aigües subterrànies per fonts d'origen puntual ('Protocolo de actuación en episodios de contaminación de aguas subterráneas por fuentes de origen puntual'), aprobado por el Consejo de Administración de la Agencia Catalana del Agua en octubre del 2009 y disponible en: http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/aigues_subterrànies/protocol_avaluacio_plomalls_memo.pdf

En este sentido, la Agencia Catalana del Agua (ACA) ha definido los valores genéricos de no riesgo y los valores genéricos de intervención con el objetivo de establecer los criterios de restauración de las aguas subterráneas en emplazamientos contaminados por fuentes de origen puntual. Estos valores se presentan en la **tabla A-5 del anexo II**. La **tabla 8-1** describe, de forma resumida, los rasgos más característicos de estos valores genéricos de referencia y el protocolo de actuación.

Valor genérico	Características	Protocolo de actuación
Valor genérico de no riesgo (VGNR)	Con concentraciones inferiores a este valor no son previsibles riesgos para los usuarios del agua subterránea. Por lo tanto, hay que considerarlo genéricamente como objetivo de restauración.	Valores por debajo de este umbral implicarían la efectiva restauración del medio, momento en el que se pasaría a la fase final de seguimiento y control. El organismo competente es la ACA (Agencia Catalana del Agua).
Valor genérico de intervención (VGI)	La superación del valor genérico de intervención conlleva un riesgo para los usuarios actuales o potenciales del agua subterránea si no se lleva a cabo el tratamiento adecuado para un amplio abanico de usos del agua.	Iniciar actuaciones de restauración del medio. Estas actuaciones se pueden centrar tanto en suelos como en el agua, en función de las condiciones hidrogeológicas del emplazamiento y las técnicas más adecuadas al caso, siempre que esté delimitada la pluma de contaminación y se establezca una red de control de las aguas subterráneas que permita el seguimiento de la evolución de los contaminantes. El organismo competente es la ACA.

Tabla 8-2. Valores genéricos y protocolo de actuación para aguas subterráneas

8.3. Concentraciones en vapores

En caso de suelos contaminados con DNAPL, los valores genéricos de referencia de vapores en muestras de suelo también se pueden estimar como la concentración de vapores máxima de una sustancia química por debajo de la cual no se supera el riesgo máximo aceptable para la salud humana o el ecosistema. Los valores de riesgo se definen según el Real Decreto 9/2005 (véase el apartado 8.2). Así pues, en términos de protección de la salud humana, para sustancias cancerígenas el



riesgo es inaceptable cuando la frecuencia esperada de aparición de cáncer en la población expuesta al contaminante no supera 10^{-5} y, para sustancias con efectos sistémicos, el riesgo es inaceptable cuando el cociente entre la dosis de exposición a largo plazo y la dosis máxima admisible es superior a la unidad. Estos valores genéricos de referencia se pueden estimar a partir de la siguiente página web de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA):

http://epa-prgs.ornl.gov/cgi-bin/chemicals/csl_search

Es recomendable seguir, también, los criterios establecidos por el Ministerio de Trabajo, Salud y Bienestar Social y la Consejería de Medio Ambiente de Baden-Württemberg (Alemania), y por la Red Latinoamericana de Prevención y Gestión de Sitios Contaminados (ReLASC), que consideran que el suelo está contaminado si los niveles de vapores totales derivados de los DNAPL en el suelo se encuentran por encima de 10 mg/m^3 . Estas concentraciones implican la necesidad de iniciar las actuaciones necesarias para proceder a su recuperación ambiental hasta que estos valores estén estabilizados en un funcionamiento intermitente de operación por debajo de 1 mg/m^3 .

Diferentes países tienen legislados unos niveles de referencia con respecto a la concentración de contaminantes clorados presentes en los vapores del suelo. Estos valores presentan una gran diversidad y se ha visto que pueden representar órdenes de magnitud más restrictivos en función del estamento legislativo que los define. La siguiente tabla muestra el nivel de alerta y el nivel de intervención establecidos por la Agencia de Aguas de Baviera y el programa de cooperación técnica Brasil-Alemania en su guía de gestión de la contaminación por disolventes clorados (disponible en:

http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/ca_ativas/metallurgico/documentos/manual_solventes%20clorados.pdf).

Compuestos orgánicos halogenados (disolventes clorados)	Unidades	Nivel de alerta	Nivel de intervención
Hidrocarburos clorados volátiles totales (vapor)	mg/m^3	5	50
Hidrocarburos clorados volátiles totales cancerígenos (vapor)	mg/m^3	1	5
Hidrocarburos clorados volátiles: diclorometano, triclorometano, tetraclorometano, 1,2-dicloroetano, 1,1,1-tricloroetano, cloruro de vinilo, 1,2-dicloroeteno, tricloroetileno y tetracloroetileno. Hidrocarburos clorados volátiles cancerígenos: tetraclorometano (CCl_4), cloroeteno, cloruro de vinilo ($\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}$) y 1,2-dicloroetano ($\text{C}_2\text{H}_4\text{Cl}_2$).			



Como primer paso para la valoración del problema de contaminación, cuando la concentración de vapores en el suelo dista del valor de referencia, 50 mg/m³ para hidrocarburos clorados volátiles totales (XVOC), la ARC ha definido un rango de recuperación que se debe alcanzar en el emplazamiento correspondiente a una tasa de movilización de XVOC de entre 0,5 y 2,5 kg/día y una concentración entre 250 y 550 ppm_v de lectura con PID. Estos valores se han obtenido teniendo en cuenta el factor de corrección del equipo de medida de vapores PID para medir hidrocarburos clorados volátiles (con una lámpara de 10,6 electronvoltios) y los datos toxicológicos correspondientes a la concentración de referencia para la exposición crónica por la inhalación de vapores descritos por la Agencia de Protección Ambiental norteamericana (EPA) atribuida al compuesto clorado TCE. Por lo tanto, se considera adecuado y necesario que, cuando un emplazamiento esté afectado por una contaminación del suelo por vapores de origen organoclorados, se aplique la técnica de extracción de vapores hasta alcanzar los umbrales estipulados.

Para muestrear de forma activa los vapores del subsuelo se tiene que seguir la metodología descrita en la *Guía metodológica para la realización de ensayos de vacío (pruebas de eficiencia) en captadores de vapores en estaciones de servicio*, publicada por la ARC y disponible en:

http://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/sols_contaminats/guia_meto_cat.pdf



9 TÉCNICAS DE RECUPERACIÓN DE SUELOS

El concepto de recuperación corresponde al conjunto de operaciones correctivas destinadas a reducir el riesgo derivado de la contaminación hasta un nivel aceptable para la salud humana y el medio ambiente, de acuerdo con el uso del suelo.

Generalmente, el saneamiento de un emplazamiento afectado por DNAPL es un proceso complejo por la dificultad asociada a:

- Caracterizar el foco de contaminación.
- Obtener información suficiente sobre el episodio contaminante.
- Caracterizar la distribución y el movimiento del DNAPL en todas sus fases.
- Caracterizar la heterogeneidad del medio natural en que se encuentra.

En general, las tecnologías de recuperación disponibles actualmente pueden llegar a extraer una cantidad de producto DNAPL importante. Este producto oscila entre el 20 y el 95 % de la masa total, dependiendo del tipo de emplazamiento y de la técnica utilizada.

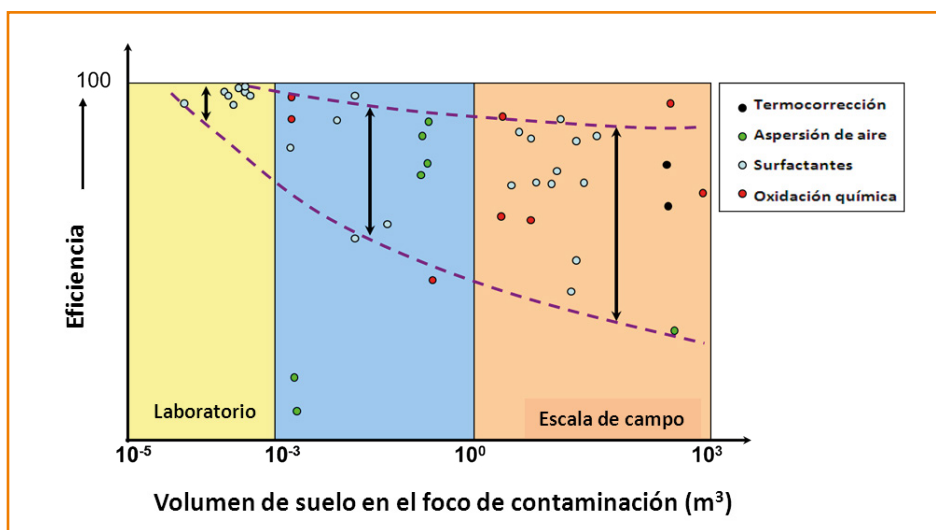


Figura 9-1. Eficiencia del método de recuperación en función del volumen de suelo contaminado.
Fuente: Soga et ál., 2004.



Destacable: la eficiencia real obtenida en emplazamientos contaminados por DNAPL puede ser significativamente menor a la medida en fase de pilotaje. La **figura 9-1** muestra la eficiencia de diferentes técnicas de recuperación en función del volumen de suelo contaminado. Se observa que a medida que aumenta el volumen de suelo contaminado, menor es la eficiencia y mayor es el grado de incertidumbre (por ejemplo, dependiendo del tipo de emplazamiento, la eficiencia de la oxidación química varía entre el 70 y el 92 %).

Destacable: una extracción elevada de DNAPL en fase libre (90 %) no siempre implica una reducción aceptable de las concentraciones lixiviadas en el foco de contaminación (Saenton et ál., 2002). Por lo tanto, la extracción de producto libre no siempre se ha de ver como la única acción necesaria que debe llevarse a cabo para reducir el riesgo sobre la salud humana o el ecosistema (Soga et ál., 2004).

Destacable: con el fin de mejorar la eficiencia y la fiabilidad más allá de lo que un único tratamiento puede conseguir, se puede considerar la aplicación sucesiva de diferentes tecnologías de recuperación.

Para evaluar la viabilidad técnica de una tecnología determinada, a veces resulta necesaria la realización de estudios en el laboratorio o en plantas piloto.



La **tabla 9-1** presenta un resumen de las técnicas de recuperación más utilizadas en emplazamientos contaminados por DNAPL en las diferentes zonas del subsuelo (zona saturada y no saturada) y muestra un resumen de las ventajas y los inconvenientes que presentan.

Técnica	Zona del medio	Descripción	Ventajas e inconvenientes
Excavación	Para restaurar la calidad de la <u>zona no saturada</u> .	Excavar y extraer de la zona no saturada el volumen de suelo afectado por DNAPL (foco de contaminación).	La generación de volúmenes importantes de tierras contaminadas implica gestionar el suelo en depósito controlado o en plantas de tratamiento (<i>on site</i> u <i>off site</i>).
Extracción de vapores (SEV)	Para restaurar la calidad del suelo de la <u>zona no saturada</u> .	<ul style="list-style-type: none"> La extracción de vapores es una técnica que se basa en la aplicación del vacío en el subsuelo para inducir un flujo de aire que se extrae a través de captadores de vapor. Los compuestos volátiles presentes en el suelo (zona no saturada) son extraídos junto con el aire y recuperados en superficie, donde deben ser tratados. Esta técnica presenta una eficiencia elevada con respecto a los COV y mejora la atenuación natural de los compuestos volátiles o semivolátiles, ya que representa una fuente nueva de oxígeno necesaria para los procesos de degradación biológica. 	<ul style="list-style-type: none"> Tecnología relativamente sencilla. Compatible con el funcionamiento de la actividad. Esta técnica es poco efectiva en medios heterogéneos estratificados y de baja permeabilidad. Esta técnica no se puede poner en práctica en la zona saturada. El nivel freático tiene que estar a una profundidad de más de 1 m. En acuíferos superficiales (< 3 m) se puede deprimir el nivel freático con un bombeo para evitar la intercepción del agua subterránea con la bomba de vacío.
Tratamientos por biorremediación	Para restaurar la calidad del suelo en la <u>zona saturada o no saturada</u> .	<ul style="list-style-type: none"> Se basa en la estimulación de la actividad microbiana para la degradación de los compuestos orgánicos (mediante la aportación de un aceptor de electrones o nutrientes). El tratamiento puede ser tanto aeróbico como anaeróbico. Hay otros tratamientos como pueden ser la bioestimulación o la biomagnificación. 	<ul style="list-style-type: none"> Es una tecnología sencilla, de bajo coste y no genera un residuo final. Está limitada por las condiciones del medio (temperatura, humedad del suelo y nutrientes). Los tiempos de tratamiento son relativamente largos.



Técnica	Zona del medio	Descripción	Ventajas e inconvenientes
Bombeo y tratamiento en superficie	Para restaurar la calidad de la <u>zona saturada</u> del subsuelo.	Bombeo de las aguas subterráneas en el foco de contaminación. El paso del agua por la zona ocupada por DNAPL mejora su disolución y permite la recuperación de la masa de líquido DNAPL a través de la fase acuosa.	<ul style="list-style-type: none"> • La baja solubilidad de los compuestos DNAPL, la posible retención de masa en zonas de baja permeabilidad y la heterogeneidad del medio en el que se encuentra normalmente dan lugar a una disolución efectiva muy lenta de DNAPL, que de esta forma perdurará durante décadas. • Un sobrebombeo de DNAPL puede interrumpir su continuidad y hacer disminuir su movilidad. • El bombeo puede desplazar el DNAPL hacia zonas no contaminadas previamente. • No es la opción más efectiva para recuperar un emplazamiento contaminado por DNAPL.
Uso de surfactantes	Para restaurar la calidad de la <u>zona saturada</u> del subsuelo.	La introducción de surfactantes en el foco de contaminación mejora la disolución de DNAPL en las aguas subterráneas, al mismo tiempo que aumenta la capacidad para movilizar la fase libre no acuosa (capacidad para extraer DNAPL por bombeo).	<ul style="list-style-type: none"> • La heterogeneidad del medio dificulta que su aplicación sea homogénea, por lo que resulta difícil asegurar el contacto entre el surfactante y el contaminante. • La utilización de surfactantes produce un incremento de costes operativos. • La utilización de surfactantes puede movilizar las piscinas o bolsas de DNAPL y desplazarlas hacia lugares insospechados. • La eficiencia de su uso depende en gran parte de las características de la inyección.
Barreras físicas	Para restaurar la calidad de la <u>zona no saturada o saturada</u> del subsuelo.	Las barreras físicas se utilizan para detener o frenar el transporte de DNAPL. Se suelen utilizar junto con otras técnicas de descontaminación.	Debe tenerse en cuenta que estas barreras a menudo presentan imperfecciones por las que se puede producir la fuga del contaminante.



Técnica	Zona del medio	Descripción	Ventajas e inconvenientes
Barreras reactivas permeables	Para restaurar la calidad de la <u>zona no saturada</u> o <u>saturada</u> del subsuelo.	Creación de una zona de tratamiento in situ que captura pasivamente una pluma de contaminantes y los elimina. Los métodos de eliminación incluyen: (1) adsorción y precipitación, (2) reacción química y (3) reacciones microbiológicas.	<ul style="list-style-type: none"> • Debe tenerse en cuenta que estas barreras a menudo presentan imperfecciones por las que se puede producir la fuga del contaminante (Bolster et ál., 2009). • La degradación de algunos contaminantes puede generar metabolitos nocivos.
Atenuación natural monitorizada	Para restaurar la calidad de la <u>zona no saturada</u> o <u>saturada</u> del subsuelo.	<ul style="list-style-type: none"> • Consiste en dejar degradar de forma natural o inducida las sustancias químicas que forman los DNAPL. • Los disolventes clorados no son estrictamente recalcitrantes, sino que se pueden degradar. • La atenuación natural monitorizada es una de las técnicas más utilizadas para reducir la masa del contaminante en el foco. • Requiere una monitorización exhaustiva para asegurar y controlar los procesos que tienen lugar. 	<ul style="list-style-type: none"> • Para aumentar la eficiencia es conveniente que vaya acompañada de otra técnica de recuperación, como puede ser el bombeo y el tratamiento en superficie. • En la mayoría de casos, la biodegradación natural está limitada y hay que estimular la biodegradación mediante el uso de catalizadores • La capacidad de un suelo para biodegradarse está limitada por dos motivos. El primero es que la zona contaminada por DNAPL representa en sí misma un suelo hostil para la vida de la mayoría de microorganismos. En segundo lugar, la aportación de los compuestos necesarios para la proliferación microbiológica, como los nutrientes, y los aceptores de electrones están difícilmente disponibles de forma continua, por lo que cabe destacar factores limitantes del proceso.
Oxidación química in situ	Para restaurar la calidad de la <u>zona saturada</u> del subsuelo.	La oxidación química in situ se basa en la inyección de oxidantes químicos en el subsuelo. En principio, la oxidación química puede ser capaz de convertir los contaminantes en productos inocuos. Por ejemplo, el uso de permanganato potásico favorece la oxidación del PCE y el TCE en cloruros y dióxido de carbono.	<ul style="list-style-type: none"> • No está claro cuáles son los efectos de la oxidación química cuando el contaminante de DNAPL está presente en fase libre. • La eficiencia de la técnica depende en gran parte de la capacidad de la inyección para hacer llegar los productos químicos a los contaminantes en un medio natural (heterogéneo).

Tabla 9-1. Descripción de las principales técnicas de descontaminación



A menudo, la técnica de **bombeo y tratamiento** no produce una restauración de las aguas subterráneas en el tiempo previsto, ya que los perfiles de concentración presentan colas extensas y prolongadas en el tiempo durante el bombeo. Después del paro del bombeo, se observa también un lento aumento de las concentraciones medidas (rebote), que pueden llegar a superar otra vez los límites aceptables para la protección de la salud humana o el ecosistema. La **figura 9-2** muestra un esquema representativo de ambos procesos:

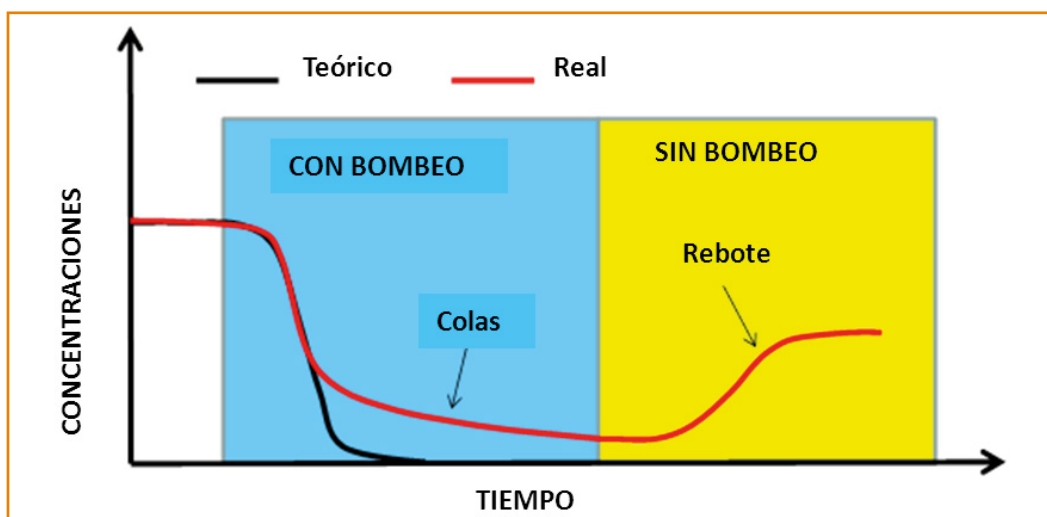


Figura 9-2. Esquema de las concentraciones medidas en un pozo de observación en el tiempo durante la fase de bombeo y sin bombeo.

Estos efectos se deben principalmente a dos fenómenos:

- (1) **Presencia de fase libre en el foco de contaminación:** cuando el foco de contaminación presenta fase libre, su posterior disolución tras el bombeo conlleva un rebote de las concentraciones (Soga et ál., 2004).
- (2) **Presencia de zonas de baja permeabilidad:** cuando existen zonas de baja permeabilidad, el contaminante se acumula lentamente en estas zonas por un proceso de difusión. El bombeo ejecutado a continuación solo es capaz de extraer el agua subterránea de las vías de flujo preferente (proceso advectivo) y deja intacta la zona contaminada de baja permeabilidad, de donde el contaminante tiene que salir otra vez por difusión. Por lo tanto, después del bombeo, esta masa remanente en zonas de baja permeabilidad vuelve a contaminar lentamente las aguas subterráneas (Cohen et ál., 1994.; Harvey et ál., 1994; Luo et ál., 2005 y 2006). La casuística donde este proceso puede ser más significativo se da cuando se tiene una roca fracturada, cuya porosidad primaria puede almacenar grandes cantidades de contaminante.



Destacable: cuando existen zonas de baja permeabilidad, un cálculo teórico basado en la ecuación de advección-dispersión (ecuación 6-4) no puede representar el efecto de colas extensas en el perfil de concentraciones ni el efecto de rebote de las concentraciones. Los modelos matemáticos más comunes para representar este efecto son los conocidos como modelos de doble porosidad (Haggerty et ál., 1995 y 2000; Carrera et ál., 1998). El diseño de un bombeo y tratamiento en superficie basado en un modelo de doble porosidad se puede encontrar en el artículo de De Barros et ál. (2013), método desarrollado por el Grupo de Hidrología Subterránea de la Universidad Politécnica de Cataluña (GHS), página web <http://www.h2ogeo.upc.es/>. Los modelos numéricos también pueden tratar esta problemática de forma más detallada. El programa **RW3Dmt** (Fernández-García et ál., 2005) del GHS está preparado para esta casuística.

Se puede encontrar más información sobre la atenuación natural monitorizada, así como la descripción de otras soluciones de descontaminación, en:

- *Guia d'atenuació natural monitorada: aigües subterrànies contaminades per hidrocarburs derivats del petroli* ('Guía de atenuación natural monitorizada: aguas subterráneas contaminadas por hidrocarburos derivados del petróleo'), editada en el 2008 y disponible en: http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/aigua_medi/aigues_subterrànies/descontaminacio_aquifers/Guia_atenuacio.pdf
- *Solucions de descontaminació d'aigües en un emplaçament contaminat amb compostos orgànics volàtils clorats* ('Soluciones de descontaminación de aguas en un emplazamiento contaminado con compuestos orgánicos volátiles clorados'), editado y disponible en: <http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/LAgencia/Publicacions/Sols%20Contaminats/Solucions%20de%20descontaminacio%20daigues.pdf>



10 RECUPERACIÓN DE SUELOS POR EXTRACCIÓN DE VAPORES

10.1. Introducción

Destacable: si se aplica correctamente, la extracción de vapores es una de las técnicas más efectivas para el tratamiento de un suelo impactado con productos como la gasolina, los disolventes u otros compuestos químicos volátiles o semivolátiles. La técnica se basa en la extracción de vapores presentes en la zona no saturada, mediante la aplicación del vacío.

La aplicación del vacío en un punto de la zona no saturada provoca una diferencia de presión del aire del suelo, que induce el movimiento de los vapores en dirección al pozo de extracción. El aire que se encontraba en contacto con el contaminante, y que ha asimilado una pequeña parte mediante el proceso de volatilización, es extraído del suelo e inmediatamente es sustituido por aire atmosférico, que pasa a estar en contacto con el contaminante. De este modo se produce un ciclo donde tiene lugar una transferencia continua de masa de contaminante (desde la fase líquida pura, suelo o agua) hacia la fase gas, que es extraída.

Hay muchos otros factores implicados en la extracción de vapores que se deben tener en cuenta, como los factores geológicos, pero básicamente la extracción de vapores tiene éxito si, y solo si, los compuestos que hay que tratar son volátiles. Véase el **apartado 10.5** sobre la viabilidad del método.

Para el diseño, el funcionamiento y la monitorización de los sistemas de extracción de vapores hay que tener presentes un gran número de procesos físicos, químicos y biológicos interconectados a diferentes escalas y que se producen de forma simultánea. A lo largo de la guía se han expuesto algunas de las características más importantes de estos procesos.

La complejidad del suelo y los procesos que en él se desarrollan implica una necesaria simplificación de los casos de estudio. Para conseguirlo, es importante conocer los factores que controlan la eficiencia y el rendimiento de la extracción de va-



pores (**tabla 10-1**). Hay que recordar que nunca se tiene que llegar a una excesiva simplificación del problema.

La máxima eficiencia de la extracción se da cuando la totalidad del vapor extraído se encuentra en equilibrio con el suelo contaminado. En este momento es cuando el gas presenta la máxima concentración de contaminante que puede retener y, por lo tanto, la tasa de extracción (cantidad de masa por volumen de gas) es la óptima. Las condiciones ideales no se dan nunca en la realidad, pero, como se verá más adelante, se puede recurrir a ellas a la hora de escoger el escenario de un problema.

	Química	Flujo	Transporte
¿Qué hay que saber?	La composición química del producto o productos contaminantes y su correspondiente presión de vapor.	El vacío realizado por las bombas y la geología del subsuelo.	El camino que sigue este flujo con relación a la localización de los contaminantes.
¿Por qué?	La toxicidad/peligro y la capacidad de volatilización definen la urgencia y la viabilidad de la extracción.	La interacción de ambos factores condiciona el flujo de vapor circulante a través de la zona no saturada.	Como es obvio, si el flujo no se produce a través del contaminante, este último no se moviliza.

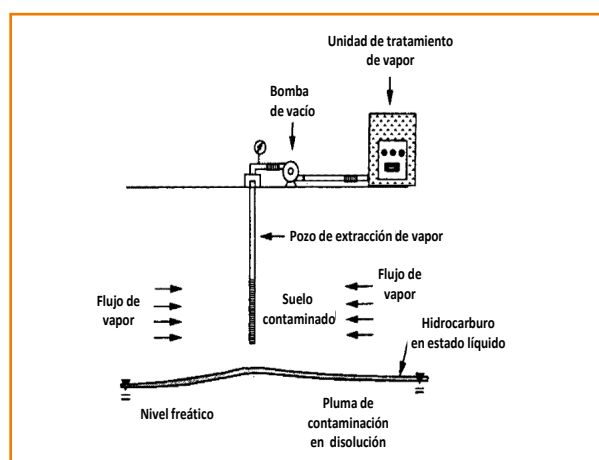
Tabla 10-1. Factores que controlan el rendimiento de la extracción de vapores

10.2. Funcionamiento de la tecnología

El sistema básico de extracción de vapores (**figura 10-1**) se basa en un conjunto de soplantes o bombas de vacío y unos pozos de recuperación o extracción de vapores. Para poder aplicar correctamente esta técnica se tienen que definir los siguientes elementos de diseño:

- Número de pozos de extracción necesarios
- Características y localización de los pozos de extracción
- Frecuencia y necesidad de la toma de medidas
- Sistema para el tratamiento de los vapores extraídos

Figura 10-1. Sistema básico de recuperación de vapores. Fuente: EPA, 1991.



Esta técnica es sobradamente utilizada por las ventajas que aporta ante otras alternativas de recuperación. Sin embargo, también hay una serie de inconvenientes o desventajas que hay que tener presentes. El uso de esta técnica depende del tipo de emplazamiento y del contaminante en cuestión (véase la **tabla 10-2**).

Técnica de recuperación por extracción de vapores	
Ventajas	Inconvenientes
El rendimiento y la eficacia del método se han comprobado en muchos casos reales, en todo el mundo.	Las reducciones de la concentración de contaminante superiores al 90 % son difíciles de conseguir.
El tratamiento se realiza in situ, por lo que se minimiza la perturbación del entorno donde se desarrolla.	Se pueden movilizar contaminantes que no se encontraban en la zona de estudio, lo que puede provocar que el usuario malgaste tiempo y dinero para recuperar un problema ajeno.
Fácil disponibilidad del equipo. Además, este equipo también es relativamente económico y fácil de instalar.	Presenta problemas cuando el suelo es de baja permeabilidad o cuando aparecen diferentes estratos.
Los tiempos de tratamiento son cortos: generalmente de seis meses a dos años en condiciones óptimas.	Generalmente solo se pueden tratar contaminantes presentes en la zona no saturada. El uso de otras técnicas o modificaciones son a menudo necesarias.
El coste es competitivo y normalmente es más económico que otras opciones.	
Se puede combinar fácilmente con otras tecnologías para mejorar los rendimientos de la extracción.	El tratamiento de los vapores extraídos puede incrementar significativamente su coste.

Tabla 10-2. Ventajas e inconvenientes de la técnica de recuperación por extracción de vapores

10.3. Caracterización del problema

Destacable: la caracterización del problema tiene como uno de los objetivos principales la determinación del conjunto de las vías de migración del contaminante, así como la evaluación del riesgo sobre la salud humana o sobre el ecosistema. Es tan importante conocer las condiciones actuales del episodio contaminante como la determinación de su evolución. Hay que recordar que la simple caracterización de la afección, sobre todo si se realizan sondeos, puede inducir o modificar el movimiento del contaminante en el suelo.

Tras la detección o, simplemente, la sospecha de la existencia de un problema de contaminación de suelos, hay que efectuar un estudio detallado para caracterizar y delimitar la zona afectada. A partir de este estudio se determina la necesidad o



la urgencia de llevar a cabo la recuperación del suelo, así como la definición de la mejor estrategia para conseguirlo y el diseño del sistema de tratamiento. Por lo tanto, una buena caracterización del problema condiciona el resultado final. Se considera muy importante valorar las fuentes de información y asegurar la calidad y la validez de los datos.

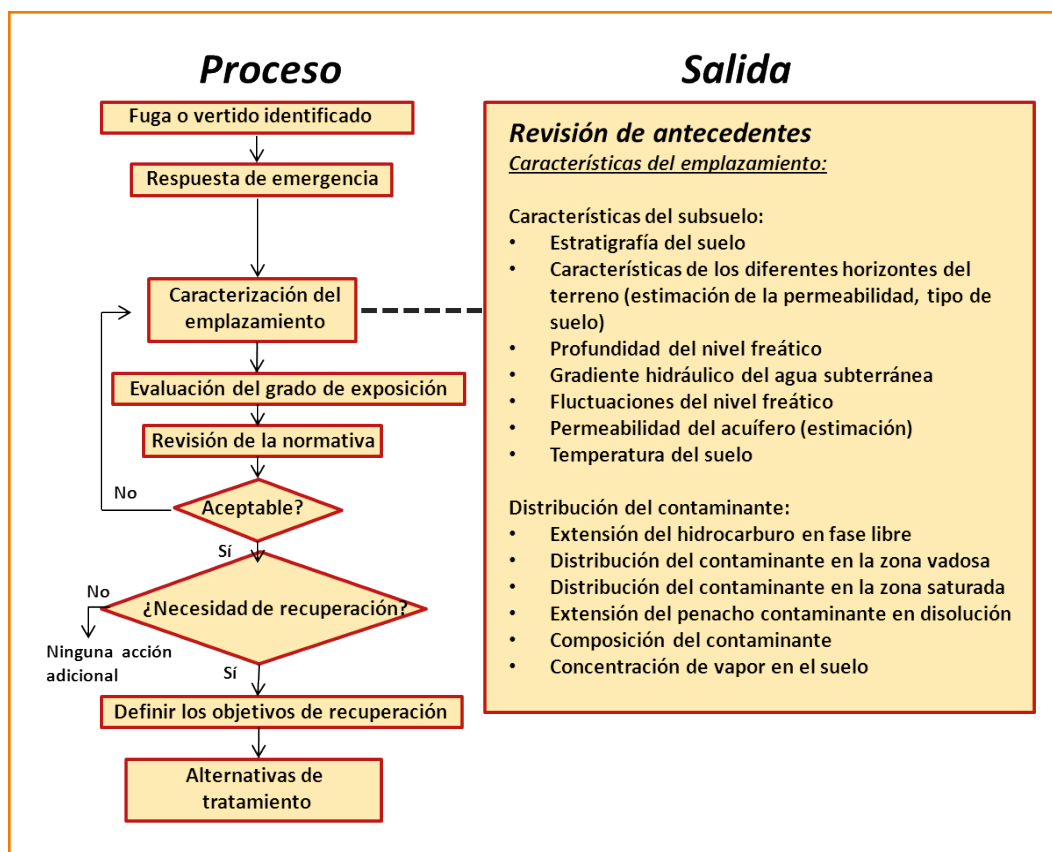


Figura 10-2. Etapas en la caracterización del problema. Fuente: Johnson et ál., 1990; EPA, 1993.

La **figura 10-2** muestra de forma esquemática las etapas del proceso de caracterización del problema de contaminación. En general, la caracterización del subsuelo consta de dos etapas diferenciadas. La primera se conoce con el nombre de respuesta de emergencia. Esta etapa condiciona el conjunto de medidas tomadas a corto plazo (durante los primeros días). Se inicia inmediatamente después de la detección del problema. Es un procedimiento rápido y de poca complejidad que puede conducir a una mejora importante en los resultados finales. Se basa en un conjunto de acciones que tienen como claro objetivo la disminución de la problemática. Muchas de estas medidas se centran directamente en actuar sobre los focos principales causantes del problema. La evaluación del posible riesgo ambiental sobre la salud humana o el ecosistema también forma parte de esta etapa. Después de la respuesta inicial se aconseja continuar con la siguiente secuencia de pasos, resumidos en la **tabla 10-3**.



Etapa	Descripción
Recopilación de toda la información posible	Se identifica el compuesto de interés, su fuente, el área afectada, la zona de impacto potencial y los diferentes elementos de esta zona que pueden quedar alterados.
Estudio preliminar del problema	Incluye una descripción inicial de la geología y de la contaminación para delimitar y conocer el alcance de la zona impactada.
Preparación del emplazamiento	Se realizan sondeos y monitorización de piezómetros.
Caracterización del compuesto de interés	Se caracteriza la composición y la concentración del contaminante a partir de muestras de agua y suelo. Algunas propiedades como la presión de vapor y la constante de Henry son útiles a la hora de decidir si la extracción de vapores es viable o no. El efecto de la temperatura será siempre importante.
Determinación de los objetivos de recuperación	Se definen los hitos que se intentarán alcanzar mediante la extracción de vapores (valores de recuperación).
Valoración de la viabilidad	Después de haber determinado que las características son aparentemente propicias y la extracción de vapores puede considerarse una técnica por implantar, hay que considerar, también, factores como la geología y la hidrogeología del emplazamiento, las características fisicoquímicas del compuesto de interés y la distribución de este compuesto en el subsuelo (tanto en la zona saturada como en la zona no saturada).

Tabla 10-3. Secuencia de pasos para la caracterización del problema. Fuente: EPA, 1993

10.4. Factores que condicionan la extracción de vapores

Hay distintos factores que determinan la eficacia de la técnica de extracción de vapores. Los principales factores se describen en la **tabla 10-4**.

Factor	Descripción
Permeabilidad del suelo	<p>Afecta a la velocidad de movimiento del aire y del vapor a través del suelo. Cuanto mayor es la permeabilidad del suelo, más rápido es el flujo de aire a través del suelo y mayor es la cantidad de vapores que pueden ser extraídos.</p> <p>La permeabilidad, aparte de ser un parámetro de gran importancia, también conlleva una gran incertidumbre. Es importante tener en cuenta que su valor puede variar hasta tres órdenes de magnitud en una misma zona de estudio. El grado de incertidumbre de este valor puede reducirse mediante la aplicación de un ensayo de permeabilidad. Ante esta incertidumbre se recomienda utilizar una permeabilidad de un orden de magnitud menor al estimado, con el fin de orientar los cálculos en un escenario más conservador.</p>
Humedad del suelo	<p>Un alto contenido de agua ocupando los poros del suelo reduce la permeabilidad del suelo y, en consecuencia, la eficacia del método. La presencia de fase líquida reduce la sección de paso de aire a través de los poros del suelo. Los suelos de grano fino presentan mayor succión y son capaces de retener una mayor cantidad de agua, en relación con su porosidad.</p>



Factor	Descripción
Estructura del suelo y estratificación	Ambos son factores que condicionan en gran medida el flujo de aire. Algunas características estructurales del terreno, como pueden ser la presencia de capas heterogéneas o de fracturas, dan lugar a un flujo con un comportamiento preferencial. Cuando esto sucede, las zonas menos permeables, donde se concentra gran parte del contaminante porque presenta una succión más elevada, quedan relegadas y esto provoca que las medidas correctivas resulten inciertas. Cuando la relación entre la permeabilidad de la capa donde se encuentra el foco de contaminación y la permeabilidad del medio no es muy pequeña (relación superior a 1:10), el flujo de aire a través del contaminante controla su extracción. En cambio, si la relación llega a ser más pequeña de 1:100, el mecanismo de transporte que domina es la difusión. El compuesto de interés es transportado desde las regiones de baja permeabilidad hacia las de permeabilidad más alta, donde es arrastrado hacia el pozo de extracción por el proceso de advección, que impera en esta capa.
Profundidad del nivel freático	La extracción de vapores no es eficaz en el tratamiento de suelos saturados y requiere modificaciones cuando el compuesto de interés está situado en las proximidades del nivel freático. La aplicación del vacío en los pozos de extracción puede provocar la subida del nivel freático a causa de la succión que experimenta el agua. En general, se considera que la metodología no es apropiada cuando la zona no saturada tiene una potencia inferior a 1 o 2 m y es necesario adoptar consideraciones especiales cuando el nivel freático se sitúa a menos de 3 m de la superficie. La solución recomendada en estos casos se basa en la instalación de pozos de bombeo de agua situados inmediatamente en las proximidades del pozo de extracción.
Propiedades del compuesto de interés	La técnica únicamente es aplicable cuando los contaminantes presentes en el subsuelo son bastantes volátiles. Como este término es poco preciso, hay que definirlo concretando unos límites claros. De este modo, se estipula que un compuesto o mezcla de compuestos es lo bastante volátil para el tratamiento mediante extracción de vapores si presenta las siguientes características: <ul style="list-style-type: none"> • La presión de vapor del compuesto es superior a 0,5 mm Hg. • La constante de Henry es mayor que 0,0018 atm·m³/mol. • El punto de ebullición es inferior a 250 °C.

Tabla 10-4. Factores que determinan la eficacia de la extracción de vapores

10.5. Viabilidad

Una vez caracterizado el problema, y tras haber determinado que se requiere realizar una actuación, se puede empezar a valorar la posibilidad de llevar a cabo una extracción de vapores. A este fin es útil seguir un formulario de preguntas del tipo diagrama de decisión, como el que se muestra en las **figuras 10-3 y 10-4**.

La **figura 10-3** consiste en una primera valoración de la eficiencia del método basándose en qué tipo de contaminante tenemos y en qué formación geológica se



encuentra. En caso de que el análisis sea favorable se puede pasar al esquema de la **figura 10-4**, que indica los pasos pertinentes para una evaluación más detallada de la problemática.

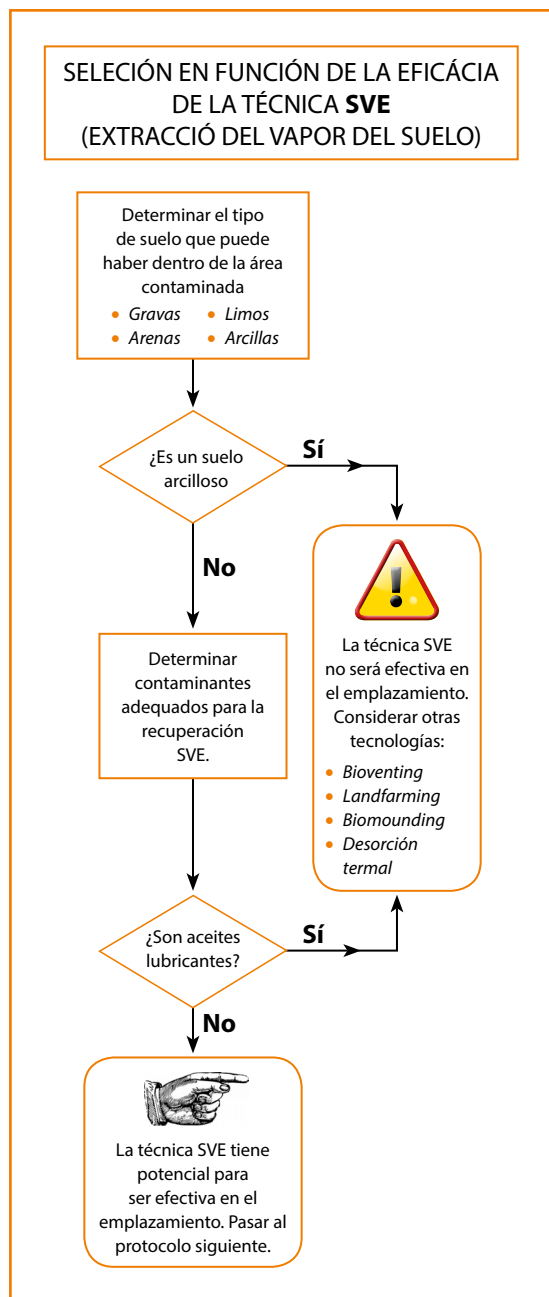


Figura 10-3. Diagrama de decisión para la evaluación de la efectividad de la técnica de extracción de vapores. Fuente: EPA, 2004.

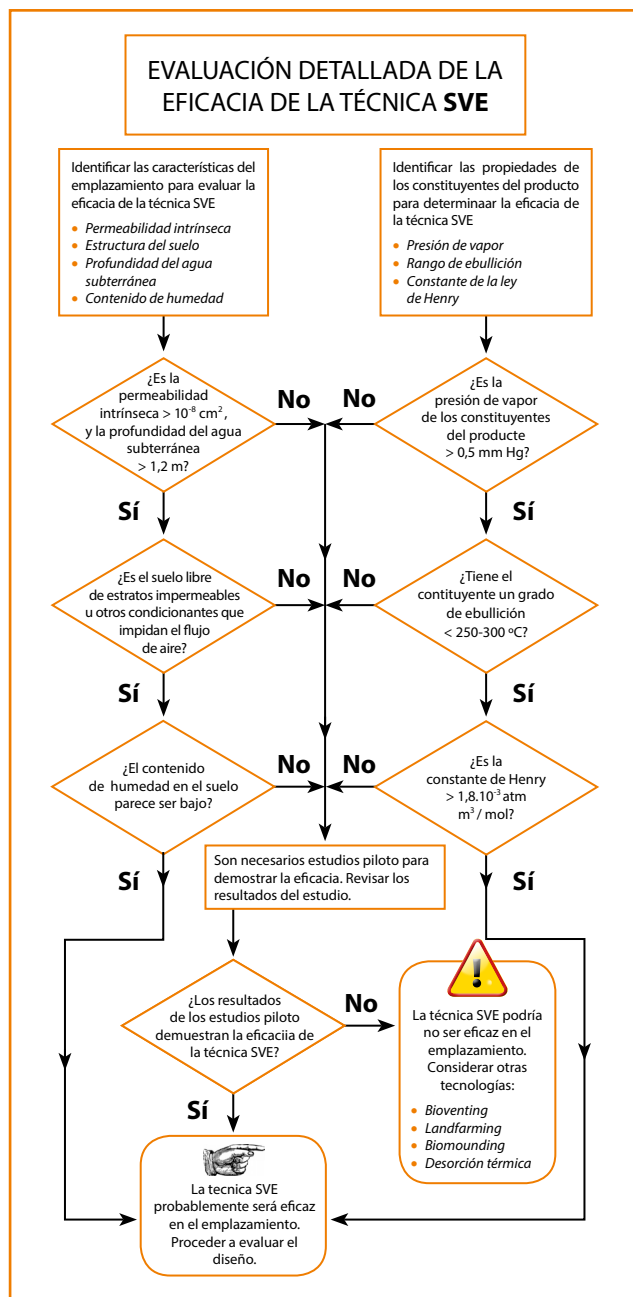


Figura 10-4. Diagrama de decisión para la evaluación de la efectividad de la técnica de extracción de vapores. Fuente: EPA, 2004.



10.6. Estimación de la permeabilidad del aire

La permeabilidad del aire (k_g) describe la facilidad con la que el flujo de vapor circula a través de un medio poroso. Teniendo en cuenta que el flujo de aire y la permeabilidad son linealmente dependientes, y aplicando la ley de Darcy, una permeabilidad superior da lugar a un flujo de aire más elevado para un mismo gradiente de presiones.

Hay distintos métodos que se pueden aplicar para estimar la permeabilidad del aire de un suelo. Entre los más comunes destacan la correlación de la permeabilidad con las propiedades físicas del suelo, la medida directa en el laboratorio a partir de ensayos y la aplicación de un ensayo de vacío. Este último es el método más adecuado para la determinación de la permeabilidad del suelo, ya que se lleva a cabo in situ, altera mínimamente las condiciones del terreno y tiene en cuenta la heterogeneidad intrínseca del suelo.

10.6.1. Correlación con propiedades físicas

La permeabilidad del medio al aire depende de la permeabilidad intrínseca del medio (k_0) y del contenido volumétrico de agua y NAPL (en caso de que esté presente). La permeabilidad se puede estimar a partir de las propiedades físicas del suelo multiplicando la permeabilidad intrínseca por la permeabilidad relativa (véase el **apartado 4.3.7**):

$$k_g = k_0 k_r \quad (10-1)$$

Donde k_g es la permeabilidad del aire (m^2), k_r es la permeabilidad relativa (adimensional) y k_0 es la permeabilidad intrínseca del medio poroso (m^2). Esta última se puede estimar, por ejemplo, a partir del tipo de suelo (**figura 4-12**) o por medio de su relación con la granulometría dada por la ecuación de Hazen o de Kozeny-Carmen (Bear, 1972). La permeabilidad relativa se estima mediante los parámetros de la curva de retención. Por ejemplo, utilizando el modelo de Brooks y Corey (explicado en el **apartado 4.3.5**), la permeabilidad relativa se puede aproximar a:

$$k_r = (1 - S_{we})^2 \left[1 - S_{we}^{(2+\lambda)/\lambda} \right] \quad (10-2)$$

$$S_{we} = \frac{S_w - S_r}{1 - S_r} \quad (10-3)$$

Donde S_w es la saturación de agua (adimensional), S_r es la saturación residual de agua (adimensional) y λ es el índice de poro característico de la curva de retención.



Los valores más típicamente utilizados para estos parámetros se pueden encontrar en Rawls et ál. (1982) o mediante los programas RETC y ROSETTA, del laboratorio norteamericano US Salinity Laboratory. Estos programas están disponibles en el siguiente enlace:

<http://ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=15992>

10.6.2. Ensayo de vacío

El ensayo de vacío es una técnica que permite evaluar la permeabilidad del suelo. Se basa en la lectura del descenso de presión de aire que experimenta un punto del terreno tras la aplicación de vacío a través de un pozo de extracción de aire (véase la **figura 10-5**). La extracción de aire provoca el desarrollo de un cono de depresiones entorno al pozo que se va extendiendo en el tiempo, hasta alcanzar un régimen cuasi-estacionario.

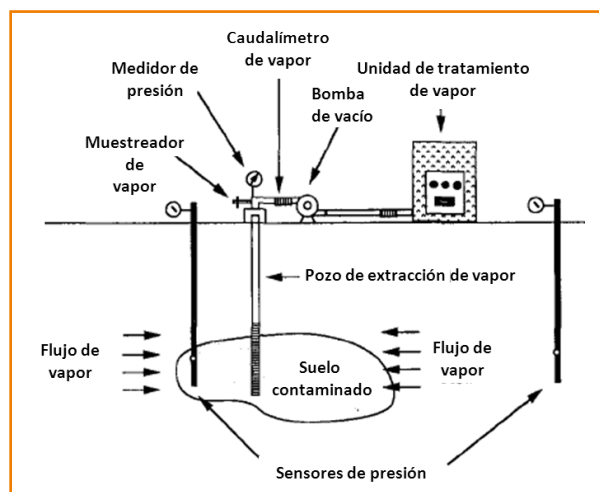


Figura 10-5. Esquema de la disposición de los equipos en un ensayo estándar de permeabilidad de aire.
Fuente: EPA, 1991.

Se recomienda la lectura de esta evolución de presiones de aire en el tiempo en tres puntos diferentes, con el fin de visualizar sus efectos. No obstante, esto a menudo no es posible. La falta de pozos aptos para la en las proximidades conlleva que a menudo se tomen medidas en el mismo pozo donde se aplica el vacío. Al inicio y al final del ensayo se recomienda tomar muestras del aire extraído y enviarlas a analizar.

Debe destacarse que este ensayo es relativamente de corta duración (unas cuantas horas). De este modo se consigue que los resultados no se alteren por variaciones atmosféricas como la presión y la humedad, pero al mismo tiempo es necesario que la duración del ensayo sea lo suficientemente larga para mostrar un resultado representativo. Véase el ejemplo de aplicación en la **hoja de cálculo C-2** para estimar la duración del ensayo de vacío.



Con el fin de estimar la permeabilidad del aire a partir de un ensayo de vacío se va midiendo la evolución temporal de las presiones de aire a cierta distancia del pozo de extracción. La permeabilidad se estima ajustando los datos a la siguiente expresión:

$$P(t) - P_{atm} = - \frac{Q_g \mu}{4\pi H_r k_g} \ln \left(\frac{2,25 k_g P_{atm} t}{r^2 \theta_g \mu} \right) \quad (10-4)$$

Donde $P(t)$ son las presiones de aire a una distancia r del pozo de extracción en un tiempo t , H_r es el espesor a través del cual circula el aire, θ_g es el contenido volumétrico de gas, μ es la viscosidad del aire y Q_g es el caudal de aire extraído. La fórmula está expresada en unidades de medida consistentes. La **hoja de cálculo C-2** muestra los pasos que se deben seguir para estimar gráficamente la permeabilidad, acompañados de un ejemplo de aplicación.

10.7. Diseño de pozos de extracción de vapores

10.7.1. Conceptos generales

El diseño de un sistema de extracción de vapores se basa principalmente en definir el número y la localización de los pozos de extracción para conseguir una determinada mejora en las condiciones de contaminación del terreno.

Normalmente, los sistemas de extracción están formados por pozos verticales. No obstante, los pozos horizontales y las zanjas también se pueden utilizar, así como diferentes métodos de fractura hidráulica, con el fin de aumentar la eficacia de la extracción. La inyección de aire caliente, en vez de hacerlo a temperatura ambiente, se utiliza para mejorar la volatilidad de los productos más pesados. Como los requisitos de energía y los costes asociados pueden ser elevados, a menudo se reinyectan los propios vapores calientes recuperados producto del tratamiento de vapores.

Aunque algunos conceptos que se proporcionan a continuación se podrían utilizar para otros sistemas de extracción e inyección, esta guía se centra en el diseño de pozos de extracción de tipo vertical.



Los objetivos del diseño de pozos de extracción de vapores son los siguientes:

- Inducir un flujo de aire a través de toda el área afectada.
- Reducir al mínimo la aparición de zonas estancas con un flujo de aire limitado.
- Conseguir un flujo de aire con unas tasas de extracción de contaminante deseadas.
- Restaurar el emplazamiento en un plazo de tiempo razonable.

El diseño de un sistema de extracción de vapores tiene que definir los siguientes componentes:

- Pozos de extracción: número de pozos y situación
- Unidad de tratamiento del aire
- Separador de agua y aire
- Conducciones
- Condiciones de funcionamiento: presiones de vacío, caudales de extracción de vapores y concentraciones de contaminante
- Niveles y tiempo de restauración
- Cumplimiento de las imposiciones marcadas por el coste y los límites legales

Cuando los suelos de la zona no saturada y las aguas de la zona saturada presentan contaminación, se puede utilizar una modificación de la propia técnica de extracción de vapores para restaurar el emplazamiento en conjunto. La más común de estas modificaciones consiste en la instalación de pozos de aspersión de aire directamente en la zona saturada (EPA, 2004). Mediante esta técnica se inyecta aire por debajo del nivel freático. Este aire atraviesa el agua subterránea y provoca la volatilización de parte del contaminante presente. Seguidamente, este vapor de aire contaminado es aspirado mediante los pozos de extracción de vapores, que se encuentran en la zona no saturada.

10.7.2. Zonas estancas

Cuando se utilizan distintos pozos de extracción es importante considerar el efecto de cada uno de estos pozos sobre los otros, ya que a menudo se pueden producir zonas de estancamiento donde el flujo de aire es muy reducido. La **figura 10-6** muestra la zona de aire estancado en un sistema de tres pozos de extracción. El uso de pozos de inyección de aire o de funciones intermitentes en los pozos de extracción sirve para mitigar este efecto.



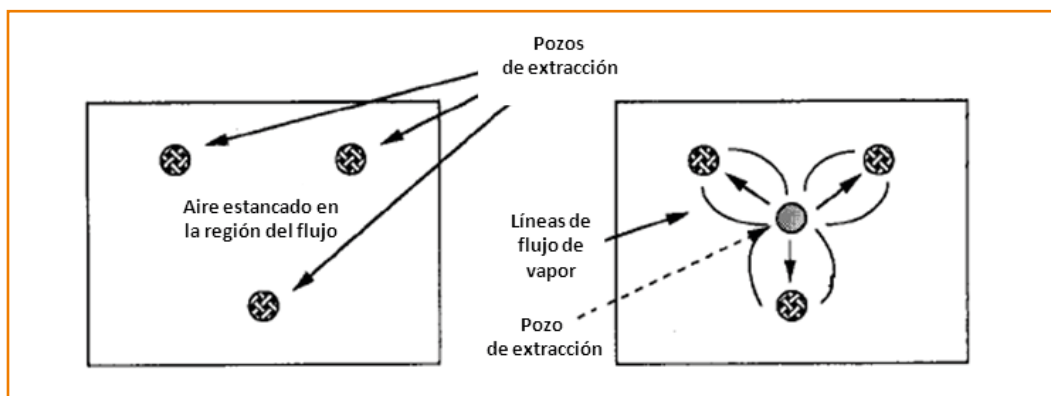


Figura 10-6. Aire estancado en un sistema de tres pozos de extracción y esquema del funcionamiento de pozos de inyección para solucionar problemas de estancamiento. Fuente: Johnson et ál., 1990.

10.7.3. Impermeabilizaciones

En algunas ocasiones se deberá impermeabilizar la superficie del terreno para mejorar la eficiencia de la recuperación. Las ventajas inmediatas de la impermeabilización son las siguientes:

- Reduce la entrada directa de aire atmosférico. De este modo aumenta el componente horizontal del flujo, hecho que a menudo provoca que el aire circule más a través de la zona contaminada.
- Limita un cortocircuito de aire causado por la escasa impedancia al flujo vertical cerca del pozo, a causa de la poca distancia recorrida.
- Reduce las emisiones no deseadas de vapores hacia la atmósfera.
- Aumenta el rendimiento de SVE. El aire es forzado a muestrear un volumen mayor de suelo.
- Evita la infiltración de agua superficial con todos los efectos que comporta.

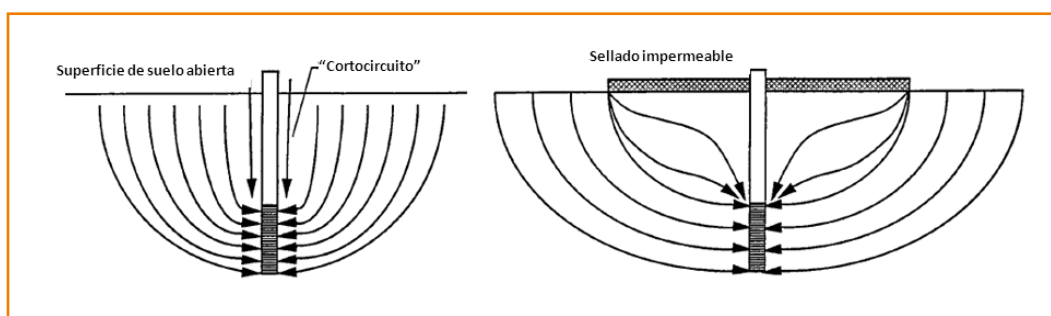


Figura 10-7. Efecto del sellado de superficie en las líneas de flujo y funcionamiento del cortocircuito. Fuente: EPA, 1991.



10.7.4. Cálculo del número de pozos

El número de pozos de extracción es clave para un buen diseño de la extracción de vapores. Su cálculo se basa en dos grandes conceptos:

Tasa de extracción: la tasa de extracción es el cociente entre la masa extraída y el tiempo de restauración deseado. El número de pozos necesario según este concepto se estima a partir del cociente entre la tasa de extracción de diseño del emplazamiento contaminado y la tasa de extracción estimada para un único pozo de extracción:

Tasa de extracción de diseño:

$$R_{dis} = \frac{\text{Masatotal de contaminante}}{\text{Tiempo deseado de restauración}} = \frac{M_{cont}}{T_{rest}} \quad (10-5)$$

Tasa de extracción de un único pozo:

$$R_{pozo} = \frac{\text{Masa extraída por pozo}}{\text{Tiempo deseado de restauración}} = \frac{M_{ext}(T_{rest})}{T_{rest}} \quad (10-6)$$

Número de pozos según la tasa de extracción:

$$N_{pozos1} = \frac{R_{dis}}{R_{pozo}} = \frac{M_{cont}}{R_{ext}} \quad (10-7)$$

Donde N_{pozos1} es el número de pozos necesarios a partir de la tasa de extracción, T_{rest} es el tiempo deseado de restauración, M_{ext} es la masa extraída por un pozo en el tiempo de restauración deseado y M_{cont} es la masa total de contaminante en el emplazamiento.

Radio de influencia: el radio de influencia de un pozo de extracción de aire es la máxima distancia desde un pozo de extracción donde se produce un vacío suficiente para que se origine un flujo de vapor inducido. El número de pozos necesarios según este concepto se estima a partir del cociente entre el área afectada por la contaminación y el radio de influencia de un único pozo.

Número de pozos mínimo para cubrir toda el área contaminada:

$$N_{pozos2} = \frac{\text{Área de contaminación}}{\text{Radio de influencia}} = \frac{A_{cont}}{r_{inf}} \quad (10-8)$$



Donde A_{cont} es el área contaminada, r_{inf} es el radio de influencia de un pozo de extracción de aire, y el resultado relativo a N_{pozos2} es el número de pozos necesarios a partir del cálculo basado en el radio de influencia.

El número de pozos necesarios se estima como el valor máximo de pozos obtenido mediante estos dos conceptos:

$$N_{pozos} = \max (N_{pozos1}, N_{pozos2}) \quad (10-9)$$

En el **anexo I** se facilita un conjunto de herramientas que sirven para estimar la tasa de extracción real de un único pozo (M_{ext}) en dos escenarios diferentes:

- Escenario I: considera que el medio del emplazamiento afectado es bastante homogéneo en todo su alcance, de forma que el aire se encuentra siempre en equilibrio con el compuesto de interés y la extracción de vapores se rige por un proceso mayoritariamente advectivo. Su cálculo se presenta en la hoja de cálculo C-4.
- Escenario II: representa un modelo más complejo en el que el compuesto de interés está emplazado en un suelo de baja permeabilidad, rodeado de materiales mucho más porosos. Este modelo conceptual se utiliza cuando el medio no es homogéneo y hay diferencias importantes de permeabilidad, de dos o más órdenes de magnitud entre capas. Cuando esto sucede, se produce una disminución de la tasa de extracción importante, ya que se necesita que el contaminante sea extraído por difusión desde las zonas de baja permeabilidad. Su cálculo se presenta en la hoja de cálculo C-5.

La estimación del radio de influencia se describe en el **apartado 10.8** y en la **hoja de cálculo C-1**, mientras que en la **hoja de cálculo C-6** se describe el conjunto de pasos que hay que seguir para estimar el número de pozos.

Destacable: la localización de los pozos de extracción debe procurar que el flujo de vapor sea adecuado y se produzca preferentemente a través de la zona afectada, minimizando el que se desarrolle a través de las zonas libres de contaminante. Es necesario que el tramo ranurado de los captadores de vapores se encuentre únicamente en las zonas que pretenden ser saneadas, a menos que la baja permeabilidad de la formación afectada determine lo contrario.



La incertidumbre de los parámetros y del modelo conceptual conlleva que a menudo la diferencia entre la tasa esperada y la real pueda ser significativa. Lo más conveniente es realizar un análisis de sensibilidad tanto de algunos de los parámetros como de los diferentes escenarios.

El diseño del sistema de extracción de vapores tiene que ser robusto y versátil. Por ello, tiene que prever una posible modificación de las condiciones de funcionamiento durante la fase de restauración, principalmente por las incertidumbres inherentes del sistema. El coste adicional asociado a esta flexibilidad suele ser mucho más pequeño en comparación con los beneficios que se puedan obtener a largo plazo.

10.7.5. Construcción de pozos de extracción de vapores

- En los emplazamientos donde las propiedades del suelo son uniformes, la zona ranurada de los pozos de extracción de vapores solo se colocará en la zona afectada (este es el caso del escenario I). En cambio, en emplazamientos más heterogéneos, donde el suelo alterado se encuentra localizado en capas de baja permeabilidad, la zona filtrante de los pozos de extracción de vapores se tendrá que distribuir cubriendo tanto la zona contaminada como la zona no afectada que la rodea, que es más permeable.
- El diámetro del pozo de extracción de vapores tiene poca influencia en el caudal de aire extraído. Así pues, el caudal de aire aumenta solo un poco con el aumento de diámetro del pozo de extracción (duplicando el diámetro aumenta solo en torno a un 15 %).
- Para maximizar el caudal de aire en el pozo de extracción, es necesario que el prefiltro colocado entre el tubo y el terreno sea adecuado, según las características granulométricas del terreno.
- Para reducir al mínimo los cortocircuitos de aire, el pozo de extracción se tiene que sellar en superficie con bentonita y cemento, o equivalentes.

Para más información sobre las características constructivas de los captadores de vapores, se puede consultar la siguiente guía metodológica:

Guía metodológica para la realización de ensayos de vacío (pruebas de eficiencia) en captadores de vapores en estaciones de servicio, editada en el 2012 y disponible en:

http://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/sols_contaminats/guia_meto_cat.pdf



10.8. Radio de influencia y perfil de presiones de aire

El radio de influencia determina el alcance de la extracción de vapores de un único pozo. Su valor se estima pruebas piloto o aproximaciones empíricas. En caso de disponer de información sobre el perfil de presiones de aire en régimen cuasi-estacionario, el radio de influencia se puede estimar a partir de los datos de presiones de aire en dos pozos de observación:

$$r_{\text{inf}} = r_1 \exp \left[\frac{(P_{\text{atm}}^2 - P_1^2)}{(P_2^2 - P_1^2)} \ln \left(\frac{r_2}{r_1} \right) \right] \quad (10-10)$$

Donde P_1 y P_2 son las presiones de aire medidas en dos pozos de observación que se encuentran a cierta distancia del pozo de extracción (r_1 y r_2) y P_{atm} es la presión atmosférica. Su cálculo se puede ver en la **hoja de cálculo C-1**.

Esta expresión del radio de influencia es la más indicada, aunque en la bibliografía aparecen muchas otras. Mediante esta expresión se necesita la lectura de presiones en dos pozos de observación, pero se evita utilizar los valores obtenidos en el mismo pozo de bombeo, que son los que llevan a errores de cálculo importantes. En caso de que se disponga de más de dos pozos de observación, se recomienda utilizar el método gráfico tal y como se explica en la **hoja de cálculo C-1**.

Finalmente, debe mencionarse que el radio de influencia de un pozo de extracción oscila entre 9 y 30 m. Como el caudal de extracción no es muy sensible a este parámetro, en caso de que no se tenga información in situ de pruebas piloto, a menudo se aproxima el valor utilizando directamente 12 m (con un error posible de un 20 %).

10.9. Caudales de extracción de vapores

En general, un aumento en el caudal de extracción de vapores estará relacionado con lo siguiente:

- Disminución de las concentraciones de vapor.
- Aumento del volumen de vapor que tiene que ser manipulado y tratado.
- Aumento del coste del tratamiento de gases.
- Reducción del tiempo de recuperación.



Con la permeabilidad del aire y el radio de influencia conocido, el caudal de extracción se puede estimar mediante la siguiente fórmula:

$$Q_g = H_r \pi \frac{k_g}{\mu_g} \frac{p_{pozo} \left[1 - \left(\frac{p_{atm}}{p_{pozo}} \right)^2 \right]}{\ln \left(\frac{r_{pozo}}{r_{inf}} \right)} \quad (10-11)$$

Donde H_r es la potencia de la zona ranurada, r_{inf} es el radio de influencia del pozo, p_{pozo} es la presión de aire medida en el mismo pozo y Q_g es el caudal de extracción. Este caudal de extracción de aire se puede expresar en condiciones estándar de presión atmosférica mediante la siguiente expresión:

$$Q_g^{st} = \frac{p_{pozo}}{p_{atm}} Q_g \quad (10-12)$$

El aumento de caudal de extracción de aire hace aumentar la tasa de extracción del compuesto de interés en el escenario I, pero no necesariamente sucede lo mismo en el escenario II, donde la extracción está condicionada, también, por la difusión.

10.10. Ascenso del nivel freático con el vacío

Destacable: cuando se aplica una presión de vacío en un punto próximo al nivel freático, este vacío va acompañado de una subida del nivel freático del acuífero, hecho que se traduce en un ascenso de todo el perfil de saturación de agua. Este fenómeno conlleva siempre una reducción de la permeabilidad por la disminución de la sección de paso de aire, que afecta directamente al caudal de aire extraído. La disminución del flujo puede ser importante y limitar la eficacia de la recuperación de vapores.

El proceso de ascenso del nivel freático se conoce con su término inglés *upwelling* y se muestra esquemáticamente en la **figura 10-8**. Suponiendo que el nivel freático se encuentra próximo al punto de extracción de aire, el ascenso del nivel freático en el pozo se puede estimar como sigue:

$$h_{up} = \frac{p_{atm} - p_{pozo}}{\rho_w g} \quad (10-13)$$



Donde P_{atm} es la presión atmosférica (inicial), P_{pozo} es la presión de aire en el pozo, ρ_w es la densidad del agua subterránea y g es la aceleración de la gravedad. Debe tenerse en cuenta que el nivel freático del acuífero está sometido continuamente a variaciones temporales a causa de los ciclos estacionales y climáticos, entre otros, que pueden afectar, también, a la eficiencia del vacío.

La técnica que se utiliza para contrarrestar los ascensos del nivel freático no deseados consiste en la instalación de unos o más pozos de bombeo de agua subterránea en las proximidades del punto donde se realiza el vacío. Mediante estos pozos se consigue un descenso del nivel freático y, por lo tanto, de la cota del perfil de saturación. Al desaturar los materiales, aumenta su permeabilidad y, con ello, la capacidad para ser tratados mediante la técnica SEV. Hay que tener presente que el agua bombeada puede estar contaminada, por lo que se tendrá que tratar convenientemente, lo que incrementará el coste de gestión y de operación.

Para diseñar un bombeo de agua subterránea que contrarreste el ascenso freático generado por el vacío son necesarios dos parámetros clave que facilitan información sobre el comportamiento hidráulico de las aguas subterráneas:

- La transmisividad hidráulica
- El coeficiente de almacenamiento

Estos parámetros pueden estimarse mediante un ensayo de bombeo estándar. La **hoja de cálculo C-2** presenta la secuencia de pasos que hay que seguir para diseñar el bombeo necesario para contrarrestar el ascenso del nivel freático generado por el vacío.

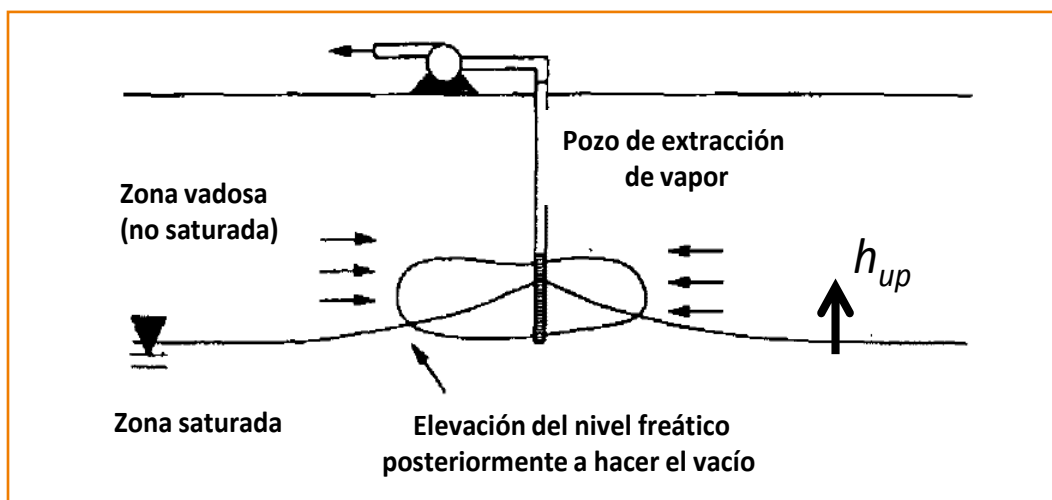


Figura 10-8. Aumento del nivel freático a causa de la aplicación del vacío proximidades. Fuente: figura adaptada de Johnson et ál., 1990.



10.11. Seguimiento de la extracción de vapores

La técnica de extracción de vapores debe ir acompañada de una para asegurar un funcionamiento eficiente y ayudar a determinar en qué momento se ha alcanzado un estado de recuperación adecuado. Los parámetros recomendados que deben registrarse mediante la de los pozos son los siguientes:

- Fecha y hora de las medidas.
- Caudales de extracción.
- Lecturas de presión en los diferentes pozos de inyección y de extracción.
- Concentración de COV. Como el equipo de medida se calibra para realizar lecturas del compuesto de interés determinado, se suele complementar con las medidas de un muestreo de gas periódico que se analiza en el laboratorio.
- Temperatura ambiental y del suelo.
- Nivel freático (cuando se considere necesario).

10.12. Pruebas piloto

Las pruebas piloto son una parte importante en la fase de diseño. Los datos proporcionados por estas pruebas son necesarios para lograr un diseño adecuado del sistema de extracción de vapores a gran escala. También proporcionan información sobre la concentración de compuestos orgánicos volátiles extraídos durante las primeras etapas de operación. De este modo, la concentración de vapor, la tasa de extracción y los datos de vacío se utilizan en el proceso de diseño para seleccionar un equipo de extracción y de tratamiento de vapores adecuados.

Las pruebas piloto a corto plazo (1-30 días) incluyen una extracción de vapores efectuada en un mismo pozo de . Los estudios de mayor duración (hasta seis meses), en cambio, suelen utilizar más de un pozo de extracción y son apropiados para caracterizar amplias zonas afectadas. Se aplican distintos caudales de extracción en diferentes puntos de captación para determinar las condiciones más óptimas de funcionamiento. El análisis de las muestras de vapores (determinación en el laboratorio de las concentraciones de los compuestos en fase vapor) también se realiza en dos o más intervalos de tiempo, durante los estudios piloto iniciales, para estimar las tasas de extracción.



10.13. Tratamiento de vapores

El tratamiento de los vapores es un procedimiento necesario tras su extracción del subsuelo, ya que algunos compuestos orgánicos volátiles son peligrosos, sobre todo por su toxicidad (tanto por sus efectos sistémicos como cancerígenos) e inflamabilidad. El objetivo principal del tratamiento de los gases producto de la extracción es el de mejorar la calidad del gas antes de que sea emitido a la atmósfera, con un impacto mínimo para la salud humana y el medio ambiente. Por lo tanto, en la mayoría de casos, la emisión directa de los gases residuales sin tratamiento es inaceptable por motivos de salud y de seguridad.

Los procedimientos más utilizados para el tratamiento de vapores son los siguientes:

- **Combustión de vapores:** los vapores son incinerados con una eficacia mayor del 95 %. Cuando las concentraciones de vapor no son bastantes elevadas, debe añadirse un combustible suplementario. Es recomendable para concentraciones superiores a 10.000 ppm_v.
- **Oxidación catalítica:** los vapores son calentados y pasan a través de un lecho catalítico. Se recomienda en concentraciones de vapor inferiores a 8.000 ppm_v.
- **Filtro de carbón activo:** puede ser utilizado para tratar casi todos los vapores y es económicamente rentable cuando las tasas de extracción son relativamente bajas (típicamente entre 0,1 g/día y 10 kg/día).
- **Difusores:** no tratan literalmente el vapor y, por lo tanto, son de uso muy limitado. Su instalación conlleva tener que minimizar el riesgo para la salud humana y maximizar la seguridad.

Se puede encontrar más información sobre el método de tratamiento de vapores en la siguiente guía metodológica:

Guía metodológica para la realización de ensayos de vacío (pruebas de eficiencia) en captadores de vapores en estaciones de servicio, editada en el 2012 y disponible en:

http://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/sols_contaminats/guia_meto_cat.pdf



BIBLIOGRAFÍA

- AGENCIA DE RESIDUOS DE CATALUÑA (2009). *Guía de biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos del petróleo*.
- AGENCIA DE RESIDUOS DE CATALUÑA (2012). *Guía de prevención de la contaminación del suelo para las actividades potencialmente contaminantes del suelo bajo el epígrafe CCAE50500: venta al detalle de carburantes para la automoción*.
- ANDERSON, M. R. (1988). *The dissolution and transport of dense non-aqueous phase liquids in saturated porous media*, Ph. D. Dissertation, Oregon Graduate Center, Beaverton, Oregon.
- BANERJEE, S. (1984). Solubility of organic mixtures in water, *Environmental Science and Technology*, 18(8):587-591.
- BEAR, J. (1979). *Hydraulics of Groundwater*, McGraw-Hill Book Co., Nueva York, 569 p.
- BENEKOS, I. D., SHOEMAKER, C. A., STEDINGER, J. R. (2006). Probabilistic risk and uncertainty analysis for bioremediation of four chlorinated ethenes in groundwater, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 21(4), 375-390, DOI:10.1007/s00477-006-0071-4.
- BOLSTER D., BARAHONA, M., DENTZ, M., FERNÁNDEZ-GARCIA, D., SANCHEZ-VILA, X., TRINCHERO, P., VALHONDO, C., TARTAKOVSKY, D. M. (2009). Probabilistic risk analysis of groundwater remediation strategies, *Water Resour. Res.*, vol. 45, W06413, DOI:10.1029/2008WR007551.
- BROOKS, R. H., COREY, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous media, *Hydrology Paper*, núm. 3, Colorado State University, Fort Collins, CO, 27 p.



- CARRERA, J., SANCHEZ-VILA, X., BENET, I., MEDINA, A., GALARZA, G., GUIMERÀ, J. (1998). On matrix diffusion: Formulations, solution methods and qualitative effects, *Hydrogeol. J.*, 6(1):178-190.
- CARY, J. W., MCBRIDE, J. F., SIMMONS, C. S., (1989 β). Trichloroethylene residuals in the capillary fringe as affected by air-entry pressure, *Journal of Environmental Quality*, 18:72-77.
- CHOUKE, R. L., VAN MEURS, P., VAN DER POEL, C. (1959). The instability of slow, immiscible, viscous liquid-liquid displacements in permeable media, *Petrol. Trans., AIME*, 216:188-194.
- CHRIST, J. A., RAMSBURG, C. A., PENNELL, K. D., ABRIOLA, L. M. (2006). Estimating mass discharge from dense nonaqueous phase liquid source zones using upscaled mass transfer coefficients: An evaluation using multiphase numerical simulations, *Water Resour. Res.*, 42, W11420, DOI:10.1029/ 2006WR004886.
- CHRIST, J. A., RAMSBURG, C. A., PENNELL, K. D., ABRIOLA, L. M. (2010). Predicting DNAPL mass discharge from pool-dominated source zones, *J. Contam. Hydro.*, 114:18-34.
- CLEMENT, T. P. (2001). Generalized solution to multispecies transport equations coupled with a first-order reaction network, *Water Resour. Res.*, 37:157-163.
- COHEN, R. M., BRYDA, A. P., SHAW, S. T., SPALDING, C. P. (1992). «Evaluation of visual methods to detect NAPL in soil and water, *Ground Water Monitoring Review*, 12(4):132-141.
- COHEN, R. M., MERCER, J. W. (1993). *DNAPL site evaluation*, EPA/600/R-93/022.
- COREY, A. T. (1994). Mechanics of immiscible fluids in porous media, *Water Resources Publications*, 252 p.
- DEAN, J. A. (1979). *Lange's Handbook of Chemistry*, 12.^a ed., McGraw-Hill, Nueva York.



- DE BARROS, F. P. J., FERNÁNDEZ-GARCIA, D., BOLSTER, D., SANCHEZ-VILA, X. (2013). A risk-based probabilistic framework to estimate the endpoint of remediation: Concentration rebound by rate-limited mass transfer, *Water Resour. Res.*, 49, DOI:10.1002/wrcr.20171.
- D’PASTROVICH, T. L., BARADAT, Y., BARTHEL, R., CHIARELLI, A., FUSSELL, D. R. (1979). Protection of groundwater from oil pollution, CONCAWE, La Haya, 61 p.
- EGANHOUSE, R. P., CALDER, J. A. (1973). The solubility of medium molecular weight aromatic hydrocarbons and the effects of hydrocarbon co-solutes and salinity, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 37.
- FALTA, R. W., JAVANDEL, I., PRUESS, K., WITHERSPOON, P. A. (1989). Density-drive flow of gas in the unsaturated zone due to evaporation of volatile organic chemicals, *Water Resour. Res.*, 25(10):2159-2169.
- FALTA, R. W., RAO, P. S. C., BASU, N. (2005). Assessing the impacts of partial mass depletion in DNAPL source zones: I. Analytical modeling of source strength functions and plume response, *Journal of Contaminant Hydrology*, 78(4):259-280.
- FALTA R. W., STACY, M. B., AHSANUZZAMAN, A. N. M., WANG, M., EARLE, R. C. (2007). *REM-Chlor: Remediation evaluation model for chlorinated solvents*, User’s manual, US EPA Center for subsurface modeling support.
- FEENSTRA, S. (1989). A conceptual framework for the evaluation of polychlorinated biphenyl (PCB) in ground water.
- FEENSTRA, S., MACKAY, D. M., CHERRY, J. A. (1991). A method for assessing residual NAPL based on organic chemical concentrations in soil samples, *Groundwater Monitoring Review*, 11(2):128-136.
- FERNÁNDEZ-GARCIA, D., ILLANGASEKARE, T. H., RAJARAM, H. (2005). Differences in the scale-dependence of dispersivity and retardation factors estimated from forced-gradient and uniform flow tracer tests in three-dimensional physically and chemically heterogeneous porous media, *Water Resour. Res.*, vol. 41, W03012, DOI:10.1029/2004WR003125.



- FELIU TORRAS, A., AYALO MANUBENS, J. C. (2002). *Cien elementos de patrimonio industrial en Cataluña*, Lunwerg Editores.
- FETTER, C. W. (1994). *Applied hydrogeology*, 3a ed., Charles E. Merrill Pub., Columbus, OH.
- FREEZE, R. A., CHERRY, J. A. (1979). *Groundwater*, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ.
- FUSSELL, D. R., GODJEN, H., HAYWARD, P., LILIE, R. H., MARCO, A., PANISI, C. (1981). Revised inland oil spill clean-up manual, *CONCAWE Report No. 7/81*, Den Haag, 150 p.
- HAGGERTY, R., GORELICK, S. (1995). Multiple-rate mass transfer for modeling diffusion and surface reactions in media with pore-scale heterogeneity, *Water Resour. Res.*, 31(10):2383-2400.
- HAGGERTY, R., FLEMING, S. W., MCKENNA, S. A. (2000). *STAMMT-R: Solute transport and multirate mass transfer in radial coordinates*, versión 1.01, Rep. SAND99, 164.
- HELMIG, R. (1997). *Multiphase flow and transport processes in the subsurface*, Springer, 367 p.
- HEW (1972). *PCBs and the environment*. NTIS publication COM-72-10419, Springfield, Virginia.
- HOAG, G. E., MARLEY, M. C. (1986). Gasoline residual saturation in unsaturated uniform aquifer materials, *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 112(3):586-604.
- HOMSY, G. M. (1987). Viscous fingering in porous media, *Annual Review of Fluid Mechanics*, (19):271-311.
- HULING, S. G., WEAVER, J. W. (1991). Dense nonaqueous phase liquids, *USEPA Groundwater Issue Paper*, EPA/540/4-91, 21 p.
- JAIN, M. K., CRIDDLE, C. S. (1995). Metabolism and cometabolism of halogenated C-1 and C-2 hydrocarbon, *Biotransformations: Microbial Degradation of Health Risk Compounds*, V. P. Singh (ed.), p. 65-112, Elsevier Sci., Nueva York.



- JOHNSON, P. C., STANLEY C. C., KEMBLOWSKI M. W., BYERS D. L., COLTHART J. D. (1990). A practical approach to the design, operation, and monitoring of in situ soil-venting systems, *Ground Water Monitoring Review*, vol. 10(2):159-178.
- KUEPER, B. H., FRIND, E. O. (1991). Two-phase flow in heterogeneous porous media, 1. Model development, *Water Resour. Res.*, 27(6):1049-1058.
- KUEPER, B. H., MCWHORTER, D. B. (1991). The behavior of dense, nonaqueous phase liquids in fractured clay and rock, *Ground Water*, 29(5):716-728.
- LUCKNER, C. A., VAN GENUCHTEN, M. T., NIELSEN, D. R. (1989). A consistent set of parametric models for two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface, *Water Resour. Res.*, 25(10):2187-2193.
- LYMAN, W. J., REEHL, W. F., ROSENBLATT, D. H. (1982). *Handbook of Chemical Property Estimation Methods*, Environmental Behavior of Organic Compounds, McGraw-Hill Book Co., Nueva York.
- MACKAY, D. M., ROBERTS, P. V., CHERRY, J. A. (1985). Transport of organic contaminants in groundwater, *Environmental Science and Technology*, 19(5):384-392.
- MACKAY, D. M., CHERRY, J. A. (1989). Groundwater contamination: Pump-and-treat remediation, *Environmental Science and Technology*, 23(6):620-636, ACS.
- MACKAY, D., SHIU, W. Y., MAIJANEN, A., FEENSTRA, S. (1991). Dissolution of non-aqueous phase liquids in groundwater, *Journal of Contaminant Hydrology*, 8(1):23-42.
- MAYER A. S., MAJID HASSANIZADEH, S. (2005). *Soil and groundwater contamination*. AGU. Washington, USA 2005. ISBN 0170-9600.
- MENDOZA, C. A., FRIND, E. O. (1990). Advective-dispersive transport of dense organic vapours in the unsaturated zone, 2. Sensitivity analysis, *Water Resour. Res.*, 26(3):388-398.
- MUALEM, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, *Water Resour. Res.*, 12(3):513-522.



- NEWELL, C. J., ROSS, R. R. (1992). Estimating potential for occurrence of DNAPL at Superfund sites, USEPA Quick Reference Fact Sheet, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, Oklahoma.
- NOGGLE, J. (1985). *Physical Chemistry*, Little, Brown and Co., Boston.
- PANKOW, J. F., CHERRY, J. A. (1996). Dense chlorinated solvents and other DNAPL in groundwater, Waterloo Press, 522 p.
- PARKER, J. C. (1989). Multiphase flow and transport in porous media, *Review Geophysics AGU*, 27(3):311-328.
- PARKER, J. C., PARK, E. (2005). Evaluation of an upscaled model for DNAPL dissolution kinetics in heterogeneous aquifers. *Adv Water Resour*, 28:1280-91.
- PARKER, J. C., PARK, E. (2008). Effects of mass reduction, flow reduction and enhanced biodecay of DNAPL source zones. *Transport Porous Med*, 73:95-108. DOI:10.1007/s11242-007-9164-x.
- PARKER, J. C., PARK, E. (2004). Modeling field-scale dense nonaqueous phase liquid dissolution kinetics in heterogeneous aquifers, *Water Resour. Res.*, vol. 40, W05109.
- POWERS, S. E., ABRIOLA, L. M., WEBER, JR., W. J. (1992). An experimental investigation of nonaqueous phase liquid dissolution in saturated subsurface systems: Steady state mass transfer rates, *Water Resour. Res.*, 28(10):2691-2705.
- RAWLS, W. J., BRAKENSIEK, D. L., SAXRON, K. E. (1982). Estimation of soil water properties. *Transactions of the ASAE*, 1316-1328.
- RAO, P. S. C., JAWITZ, J. W., ENFIELD, C. G., FALTA, R., ANNABEL, M. D., WOOD, A. L. (2001). Technology integration for contaminated site remediation: Cleanup goals and performance metrics, *Ground Water Quality*, p. 410-412, Sheffield, Reino Unido.
- RAO, P. S. C., JAWITZ, J. W. (2003). Comment on "Steady-state mass transfer from single-component dense non-aqueous phase liquids in uniform flow fields". A: Sale, T. C., McWhorter, D. B. *Water Resour. Res.*, 39, núm. 3, COM 1.



- ROSSI, S. S., THOMAS, W. H. (1981). Solubility behavior of three aromatic hydrocarbons in distilled water and natural seawater, *Environmental Science and Technology*, 15:715-716.
- SALAMON, P., FERNÁNDEZ-GARCIA, D., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. J. (2006). Modeling mass transfer processes using random walk particle tracking, *Water Resour. Res.*, vol. 42, W11417, DOI:10.1029/2006WR004927, 2006.
- SCHOWALTER, T. T. (1979). Mechanics of secondary hydrocarbon migration and entrapment, *The American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, 63(5):723-760.
- SCHWILLE, F. (1988). *Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 146 p.
- SAENTON, S., ILLANGASEKARE, T. H., SOGA, K., SABA, T. (2002). Effects of source zone heterogeneity on surfactant enhanced NAPL dissolution and resulting remediation end-points, *J. Contam. Hydrol.*, 59:27-44.
- SKEEN, R. S., GAO, J., HOOKER, B. S. (1995). Kinetics of chlorinated ethylene dehalogenation under methanogenic conditions, *Biotechnol. Bioeng.*, 48:659-666.
- SOGA, K., PAGE, J. W. E., ILLANGASEKARE, T. H. (2004). A review of NAPL source zone remediation efficiency and the mass flux approach, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 110, 1-3:13-27.
- SCOTT, HULING G., WEAVER, JAMES W. (1991). Ground Water Issue, *United States Environmental Protection Agency*, EPA/540/4-91-002.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, EPA (1991A). *Soil Vapor Extraction Technology: Reference Handbook*, Cincinnati, OH: Office of Research and Development, EPA/540/2-91/003.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, EPA (1991B). *Guide for Treatability Studies Under CERCLA: Soil Vapor Extraction*, Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/2-91/019A.



US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, EPA (1993). Decision-Support Software for Soil Vapor Extraction Technology Application: HyperVentilate, Cincinnati, OH: Office of Research and Development, EPA/600/R-93/028.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, EPA (2004). *How To Evaluate Alternative Cleanup Technologies For Underground Storage Tank Sites: A Guide For Corrective Action Plan Reviewers*, EPA 510-R-04-002.

WILSON, A. R. (1990). *Environmental Risk: Identification and Management*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 336 p.

ZHU, J., SYKES, J. F. (2004). Simple screening models of NAPL dissolution in the subsurface, *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 72, 245-258.



GLOSARIO

- **Actividad potencialmente contaminante del suelo (APC):** las actividades de tipo industrial o comercial que, ya sea por el tratamiento con sustancias peligrosas como por la generación de residuos, pueden contaminar el suelo a efectos del Real Decreto 9/2005.
- **Agencia Catalana del Agua (ACA):** la Agencia Catalana del Agua es la empresa pública de la Generalitat de Catalunya adscrita al Departamento de Territorio y Sostenibilidad, fundada en el 2000 como administración hidráulica de Cataluña, encargada de la política del Gobierno en materia de aguas y que se fundamenta en los principios de la Directiva marco del agua. La Agencia gestiona y planifica el ciclo integral del agua, con una visión integradora de los sistemas acuáticos, teniendo en cuenta la sostenibilidad ambiental, económica, social y de garantía.
- **Agencia de Residuos de Cataluña (ARC):** la Agencia de Residuos de Cataluña es la entidad de derecho público que tiene competencia sobre los residuos que se generan en Cataluña y los que se gestionan en su ámbito territorial. Quedan excluidos de su competencia los residuos radiactivos, los residuos resultantes de la prospección, la extracción, el tratamiento y el almacenamiento de recursos minerales y de la explotación de canteras, los residuos de explotaciones agrícolas y ganaderas que no sean peligrosos y se utilicen exclusivamente en el marco de la explotación agraria, los explosivos desclasificados, las aguas residuales y los efluentes gaseosos emitidos a la atmósfera. Su finalidad es: la promoción de la minimización de residuos y su peligrosidad; el fomento de la recogida selectiva; la valorización de los residuos; la disposición del rechazo, y la recuperación de espacios y suelos degradados por descargas incontroladas de residuos o por contaminantes.
- **BTEX:** sigla correspondiente a la mezcla de benceno, tolueno, etilbenceno y xileno. Estos compuestos son algunos de los compuestos orgánicos volátiles (COV) que se encuentran en los derivados del petróleo, como la gasolina.



- **Declaración anual de residuos industriales (DARI):** la DARI es el documento donde se resumen los datos de los residuos producidos por cada centro de producción industrial en el periodo de un año natural.
- **Directiva marco del agua (DMA):** Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- **DNAPL:** líquido en fase no acuosa de densidad superior a la del agua; sigla procedente del inglés *Dense Non-Aqueous Phase Liquid*.
- **Emplazamiento contaminado:** ámbito tridimensional del medio físico en el que está presente el contaminante o los contaminantes derivados de una actividad antrópica. Es independiente del límite de distribución parcelaria de la superficie del terreno y puede afectar tanto a la zona no saturada como a la zona saturada, o a ambas a la vez.
- **EPA:** Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos; página web: <http://www.epa.gov>.
- **Episodio de contaminación:** acción concreta que se produce en un momento y en un lugar determinados, de la que se tiene constancia que ha producido contaminación.
- **Foco de contaminación:** ámbito tridimensional del medio físico en el que está presente la fuente origen de la contaminación. Esta zona se caracteriza por la presencia de contaminantes poco móviles.
- **Informes de situación:** según lo establecido en el Real Decreto 9/2005, las APC tienen que presentar dos tipos de informes según diferentes situaciones: el informe preliminar de situación (IPS) y el informe de situación (IS). Asimismo, los propietarios de fincas donde en el pasado se haya desarrollado alguna actividad potencialmente contaminante del suelo tendrán que presentar un informe de situación (IS). El objetivo principal de estos informes es recopilar la información relevante que permita valorar la posibilidad de que se produzcan o se hayan producido contaminaciones significativas del suelo donde se emplaza o se ha emplazado la APC.



- **LNAPL:** líquido en fase no acuosa de densidad inferior a la del agua; sigla del inglés *Light Non-Aqueous Phase Liquid*.
- **NAPL:** líquido en fase no acuosa; sigla del inglés *Non-Aqueous Phase Liquid*. Incluye los DNAPL y los LNAPL.
- **Otros usos del suelo:** usos que no son ni urbanos ni industriales, aptos para el desarrollo de actividades agrícolas, forestales y ganaderas.
- **Penacho de vapores:** ámbito tridimensional del medio físico en el que está presente el contaminante o los contaminantes en fase gas.
- **Pluma de contaminación:** ámbito tridimensional del medio físico en el que está presente el contaminante o los contaminantes en fase disuelta.
- **Restauración:** conjunto de actuaciones que se llevan a cabo con el objetivo de sanear la zona afectada eliminando los contaminantes, en el sentido de reducir la contaminación y recuperar la calidad del medio, tanto de las aguas como de los suelos, para el uso planificado.
- **Riesgo:** probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con algún receptor y provoque consecuencias adversas para la salud de las personas o el medio ambiente.
- **Suelo:** capa superior de la corteza terrestre no saturada de agua, situada entre el lecho rocoso y la superficie. Formado por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos.
- **SVE:** relativo al método de descontaminación por extracción de vapores; sigla del inglés *Soil Vapor Extraction*.
- **Uso industrial del suelo:** uso que tiene como propósito servir al desarrollo de actividades industriales, excluidas las agrarias y las ganaderas.
- **Uso del suelo urbano:** uso que tiene como propósito servir al desarrollo de actividades de construcción de viviendas, oficinas, equipamientos y dotaciones de servicios, y la realización de actividades recreativas y deportivas.



- **Valor genérico de intervención (VGI):** valor umbral a partir del cual se considera necesaria una actuación de restauración de la calidad de las aguas subterráneas.
- **Valor genérico de no riesgo (VGNR):** valor que se establece como valor objetivo de restauración de las aguas subterráneas.
- **Zona no saturada:** zona del subsuelo situada entre la superficie del terreno y las aguas subterráneas.
- **Zona saturada:** zona del subsuelo (por debajo del nivel freático) en la que todos los poros del suelo están saturados de agua.



DEFINICIÓN DE PARÁMETROS

Símbolo	Definición	Unidades	Ejemplo de unidades
A	Pendiente de la recta de variación de presiones en el tiempo obtenida en un ensayo de vacío	M/LT ²	atm
A_{af}	Área total afectada por la contaminación	L ²	m ²
A_{inf}	Área de infiltración	L ²	m ²
b	Potencia de los estratos por donde circula el flujo de aire	L	m
B	Punto de intersección en las ordenadas de la recta de variación de presiones en el tiempo obtenida en un ensayo de vacío	M/LT ²	atm
C_o	Concentración de contaminante inicial	M/L ³	mg/l
C_1	Concentración de contaminante antes de la descontaminación	M/L ³	mg/l
C_g, C_w	Concentración: en fase gas, en fase acuosa	M/L ³	mg/l, µg/l
C_r	Concentración de contaminante tras la descontaminación	M/L ³	mg/l
C_{est}	Concentración estimada tras la extracción de vapores	M/L ³	mg/l
C_{sat}	Concentración de equilibrio de la fase gas en la superficie de evaporación	M/L ³	mg/l
C_T	Concentración total de carbono orgánico	M/M	mg/kg (ppm)
D_d	Coefficiente de difusión de la sustancia química en fase gas	L ² /T	m ² /día, cm ² /s
D_g	Coefficiente de difusión efectivo del vapor en un medio poroso determinado	L ² /T	m ² /día, cm ² /s
D_p, D_i	Coefficiente de difusión efectivo: capa alta y baja permeabilidad	L ² /T	m ² /día, cm ² /s
E	Eficiencia de la descontaminación	-	-



Símbolo	Definición	Unidades	Ejemplo de unidades
E'	Parámetro auxiliar	M/L ³	mg/m ³
f_{oc}	Fracción de materia orgánica	M/M	mg/mg
g	Gravedad	L/T ²	m/s ²
h_{up}	Ascenso del nivel freático inducido por un ensayo de vacío	L	m
H	Constante de Henry adimensional	-	-
H'	Potencia de los estratos de alta permeabilidad	L	m
J	Gradiente hidráulico	L/L	-
k_g, k_w	Permeabilidad de la fase gas, del agua	L ²	m ²
k_r	Permeabilidad relativa	-	-
K	Conductividad	L/T	m/día
K_d	Coefficiente de distribución	L ³ /M	ml/g
K_H	Constante de Henry	ML ² /NT ²	atm·m ³ /mol
K_{oc}	Coefficiente de reparto del carbono orgánico	L ³ /M	ml/g
K_{ow}	Coefficiente de reparto octanol-agua	-	-
L	Profundidad de penetración de la contaminación	L	m
M	Masa	M	kg, mg
M'	Punto de intersección en las abscisas de la recta de variación de presiones en el espacio obtenida en un ensayo de vacío	L	m
M_o	Masa inicial de contaminante en el foco	M	kg
M_l	Masa de contaminante en el foco antes de la descontaminación	M	kg
M_{ext}	Masa de contaminante extraída con la descontaminación	M	kg
M_n	Masa total de contaminante	M	kg
M_r	Masa remanente en el suelo tras la descontaminación	M	kg
M_w	Peso molecular	M	g
N_{pozos}	Número de pozos	-	pozos



Símbolo	Definición	Unidades	Ejemplo de unidades
p	Presión medida en un ensayo de vacío	M/LT ²	mbar, g/cm·s ²
p'	Cambios de presión medidos en un ensayo de vacío	M/LT ²	mbar, g/cm·s ²
$P(t)$	Presión medida en un tiempo determinado	M/LT ²	mbar
P_{atm}	Presión atmosférica	M/LT ²	atm
P_c	Presión capilar	M/LT ²	mbar
P_1, P_2	Presión de aire medida en un pozo de observación	M/T ² L	mbars
P_g, P_x	Presión: total de la fase gas, parcial	M/T ² L	atm
P_{pozo}	Presión medida en el pozo de bombeo	M/T ² L	atm
P_r	Profundidad en la que se encuentra el nivel freático	L	m
P_{vap}	Presión de vapor	M/T ² L	mm Hg
q	Velocidad de Darcy	L/T	m/día
Q, Q_g	Caudal de agua, de gas	L ³ /T	m ³ /día
r, r_1, r_2	Distancia entre el pozo y el punto de control	L	m
r_{pozo}	Radio de un pozo de bombeo	L	m
r_{inf}	Radio de influencia de un pozo de bombeo	L	m
R	Constante universal de los gases	ML ² /NKT ²	atm·m ³ /K·mol
R_{est}	Tasa o velocidad de eliminación del contaminante	M/T	kg/día
R_w, R_g	Coefficiente de retardo: zona saturada, no saturada	-	-
S	Coefficiente de almacenamiento del acuífero	-	-
S_r	Grado de saturación y residual	L ³ /L ³	-
S_w, S_g	Grado de saturación: fase gas, agua	L ³ /L ³	-
S_n	Saturación media de NAPL en el foco	(M/L ³)/(M/L ³)	-
S_i, S_{ef}	Solubilidad: en estado puro, efectiva	M/L ³	
t	Tiempo	T	s, h, día, año
t_{ext}	Tiempo necesario para alcanzar determinado grado de extracción	T	año
t_b	Duración del ensayo de vacío	T	h



Símbolo	Definición	Unidades	Ejemplo de unidades
T	Temperatura	K	K
T'	Transmisividad del acuífero	L^2/T	$m^2/día$
$T_{1/2}$	Tiempo de semidegradación	T	día
V	Volumen	L^3	m^3
x	Desplazamiento del frente de vapor	L	m
X	Fracción molar	N/N	-
X_{acc}	Fracción másica de extracción objetivo de la extracción de vapores	M/M	-
X_{rec}	Fracción másica objetivo de la extracción	M/M	-
α	Fracción radial de suelo descontaminado en torno a un pozo de bombeo	-	-
δ	Fracción de vapor que no pasa a través del contaminante en un ensayo de vacío	-	-
τ	Tiempo característico del proceso advectivo	T	h
τ_g	Tortuosidad del medio	-	-
Γ	Coefficiente de agotamiento de la contaminación	-	-
μ_g	Viscosidad del aire	M/LT	g/cm
θ_g, θ_w	Contenido volumétrico: de la fase gas, del agua	L^3/L^3	-
θ_c	Ángulo de contacto	M/T^2	N/m, dinas/cm
λ	Coefficiente convectivo de transferencia de masa	L/T	m/h
λ_s	Constante de biodegradación	1/T	día ⁻¹
π	Número pi	-	-
ρ_w, ρ_N	Densidades: agua, NAPL	M/L^3	kg/m ³
ρ_b	Densidad aparente	M/L^3	kg/m ³
\emptyset	Porosidad	M^3/M^3	-



ANEXO

HOJAS DE CÁLCULO

A-1. Cálculo de la constante de Henry adimensional

La constante de Henry es el cociente entre la presión parcial de vapor en equilibrio y la concentración del compuesto químico en agua. Los valores de la constante de Henry están tabulados y se expresan en atm·m³/mol. Resulta útil expresar esta relación como el cociente entre la concentración en fase gas y la concentración en fase acuosa. Este cociente se conoce como la constante de Henry adimensional. Es útil porque relaciona directamente las concentraciones de vapor con las concentraciones de las aguas subterráneas en contacto con el vapor.

PASO 1	Estimar la constante de Henry, K_H	Tabulada en el anexo II
PASO 2	<p>Calcular la constante de Henry adimensional:</p> $H = \frac{C_g}{C_w} = \frac{K_H}{RT} = 41,6 \times K_H \text{ a } 20^\circ\text{C}$	<p>T es la temperatura expresada en kelvins (K) R es la constante universal de los gases $(8,20574 \cdot 10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / \text{K} \cdot \text{mol})$ C_g es la concentración en fase gas (M/L³) C_w es la concentración en fase acuosa (M/L³)</p>

Ejemplo de hoja de cálculo A-1:

calcular la constante de Henry adimensional a una temperatura de 20 °C.

Paso 1

Buscando en las tablas proporcionadas en el anexo II se obtiene que la constante de Henry del TCE es $9,1 \cdot 10^{-3} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$



Paso 2

Su conversión a unidades adimensionales es tan fácil como utilizar directamente la fórmula propuesta:

$$H = \frac{C_g}{C_w} = \frac{K_H}{RT} = \frac{9,1 \times 10^{-3}}{8,2057 \times 10^{-5} \times (273.16 + 20)} = 0,379$$

Esto hace que, por ejemplo, una concentración en fase gas de 2 µg/l sea aproximadamente equivalente a 5 µg/l de TCE disuelto en agua, considerando condiciones de equilibrio. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que en los pozos de observación con longitud de tramo ranurado importante se obtiene una media de las concentraciones en vertical y, por lo tanto, se suelen obtener medidas más pequeñas que la estimada, ya que la gran mayoría de las muestras se encuentran diluidas.



A-2. Cálculo de concentración de gas basándose en la presión total del gas

Conocida la presión de un gas se puede calcular su concentración en fase gas mediante la ley de gases y el peso molecular de la sustancia química en cuestión.

PASO 1	Calcular la presión parcial del compuesto químico basándose en la presión total del gas y la fracción molar X: $P_x = X \cdot P_g$	P_g es la presión total del gas P_x es la presión parcial de la sustancia química en el gas En condiciones ideales, la fracción molar (X) es la misma que la fracción volumétrica: relación entre los volúmenes parcial y total (ppm _v)
PASO 2	Estimar el peso molecular del compuesto químico, M_w	M_w es el peso molecular. Se puede consultar al anexo II o, a partir de la formulación química, buscarlo en la tabla periódica de los elementos, o bien consultar la siguiente página web: http://www.lenntech.com/calculators/molecular/molecular-weight-calculator.htm
PASO 3	Calcular la concentración en la fase gas: $C_g = \frac{P_x M_w}{RT} = X \frac{P_g M_w}{RT}$	T es la temperatura en kelvins: $T(K) = 273,16 + T(^{\circ}C)$ R es la constante universal de los gases [$R = 8,205746 \cdot 10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / (\text{K} \cdot \text{mol})$]

Ejemplo de hoja de cálculo A-2:

suponiendo que la presión total del gas es de 100 KPa y que la fracción molar de TCE es de 5.000 ppm_v, y teniendo en cuenta que el peso molecular de TCE es de 131,4 g/mol, hay que calcular la concentración de TCE en el aire a una temperatura de 20 °C.

Paso 1

La presión parcial de TCE presenta una relación lineal de pendiente X con la presión total de gas:

$$P_{TCE} = X \cdot P_g = (5000 \times 10^{-6}) \times 100 = 0,5 \text{ KPa} = 0,00493 \text{ atm}$$

Paso 2

A partir de la tabla A-1 se sabe que el peso molecular del TCE es de 131,4 g/mol.

Paso 3

Finalmente, se puede calcular la concentración de TCE en aire a partir de la siguiente fórmula:

$$C_g = \frac{P_{TCE} M_w}{RT} = \frac{0,00493 \times 131,4}{8,2057 \times 10^{-5} \times (273,16 + 20)} = 26,93 \text{ g/m}^3$$



A-3. Cálculo de la solubilidad efectiva

Cuando el DNAPL está formado por una mezcla de compuestos químicos, estos compuestos compiten por su disolución en el agua. En estas condiciones, la solubilidad efectiva de cada uno de los compuestos químicos es diferente de la tabulada cuando se trata de sustancias puras. La solubilidad efectiva se puede estimar mediante una analogía de la ley de Raoult (gases ideales). El método consiste en multiplicar la fracción molar de la sustancia química del DNAPL por su solubilidad acuosa en estado líquido puro (Banerjee, 1984; Feenstra et ál., 1991; Mackay et ál., 1991).

PASO 1	Determinar la solubilidad del compuesto químico, S_i	Véase la tabla del anexo II
PASO 2	Estimar la fracción molar de la sustancia química en la fase NAPL: $X = \frac{\text{moles sustancia}}{\text{moles totales NAPL}}$	Mediante un análisis en el laboratorio de la muestra de NAPL
PASO 3	Calcular la solubilidad efectiva: $S_{ef} = X \cdot S_i$ <p>NOTA: la solubilidad de los DNAPL puede variar mucho en función del producto químico de que se trate.</p>	S_{ef} es la solubilidad efectiva (M/L ³)

Ejemplo de hoja de cálculo A-3:

a partir de un análisis de laboratorio se sabe que la fracción molar de tricloroetileno (TCE) en un compuesto líquido de DNAPL es de 0,20. Se procede a calcular la solubilidad efectiva.

Paso 1

A partir de la tabla A-2 se obtiene que la solubilidad del TCE puro es de 1.100 mg/l.

Paso 3

La solubilidad efectiva del componente presente en una mezcla se obtiene multiplicando la fracción molar por la solubilidad del TCE puro:

$$S_{ef} = X \cdot S_i = 0,2 \times 1.100 = 220 \text{ mg/l}$$



A-4. Cálculo de la presión parcial de vapor en mezclas

Cuando el producto líquido DNAPL es una mezcla de distintas sustancias químicas, cada compuesto químico se volatilizará hasta alcanzar una presión parcial en la fase gas determinada. Esta presión parcial se puede calcular mediante la ley de Raoult.

PASO 1	Determinar la presión de vapor del compuesto químico en estado puro, P_{vap}	Véase la tabla del anexo II
PASO 2	Estimar la fracción molar de la sustancia química en la fase NAPL: $X = \frac{\text{moles sustancia}}{\text{moles totales NAPL}}$	Mediante un análisis en el laboratorio de la muestra de NAPL
PASO 3	Calcular la presión parcial de vapor de la mezcla: $P_{vap}(\text{mezcla}) = X \cdot P_{vap}(\text{puro})$	$P_{vap}(\text{puro})$ es la presión de vapor de la sustancia química pura (M/T ² L)
PASO 4	Calcular la concentración de los compuestos en la fase gas	Consúltase la hoja de cálculo A-2

Ejemplo de hoja de cálculo A-4:

se tiene un suelo contaminado con NAPL en fase residual. El NAPL está formado por una mezcla de benceno, tricloroetileno (TCE) y tolueno. La fracción molar de las tres sustancias es de 0,432 (benceno), 0,255 (TCE) y 0,313 (tolueno). El problema reside en determinar las concentraciones de los vapores generados por este suelo contaminado a una $T = 20^\circ\text{C}$. Hay que calcular, también, las presiones de vapor del benceno, el tricloroetileno (TCE) y el tolueno.

Paso 1

A partir de la tabla A-2 se obtiene que la presión de vapor en estado puro del benceno, del TCE y del tolueno es de 100, 57,8 y 36,7 mm Hg, respectivamente.

Paso 3

Mediante la ley de Raoult se puede obtener la presión de vapor de cada uno de los compuestos teniendo en cuenta que se encuentran formando una mezcla únicamente a partir de la fracción molar que presentan las distintas sustancias de la mezcla.

$$P_{vap}(\text{mezcla}) = X \cdot P_{vap}(\text{puro})$$



Paso 4

Mediante las presiones de vapor de la mezcla se pueden estimar las concentraciones de equilibrio en el aire mediante la hoja de cálculo A-2. Los resultados obtenidos se muestran en la siguiente tabla:

	M_w	X	P_{vap}	P_{vap}	P_{vap} (mezcla)	C_g (puro)	C_g (mezcla)
	g/mol	-	mm Hg	atm	atm	mg/l	mg/l
Benceno	78,11	0,432	100	0,1315	0,056808	426,98	184,46
TCE	131,4	0,255	57,8	0,076	0,01938	415,13	105,86
Tolueno	92,14	0,313	36,7	0,04829	0,015115	184,96	57,89

Se puede observar fácilmente que las concentraciones de la mezcla C_g (mezcla) son bastante inferiores a las concentraciones que se obtendrían en caso de que los contaminantes se encontraran en estado puro, C_g (puro).



A-5. Volumen de DNAPL necesario para penetrar en la zona saturada

La zona no saturada tiene capacidad para atrapar DNAPL en forma residual mediante fuerzas capilares. Esta hoja de cálculo permite estimar si el volumen de líquido vertido es suficientemente grande para superar la barrera impuesta por la capilaridad y que el DNAPL sea capaz de llegar al acuífero. Véanse los modelos conceptuales (casuísticas 1 y 2) del capítulo 5.

PASO 1	Determinar la profundidad donde se encuentra el nivel freático	$P_r(L)$
PASO 2	Estimar la porosidad del medio: $\phi = \frac{V_{poros}}{V_{total}}$	Valores típicos entre 0,2 y 0,4
PASO 3	Estimar la saturación residual de DNAPL: $S_r = \frac{V_{DNAPL}}{V_{poros}}$	Valores comunes entre 0,1 y 0,2
PASO 4	Estimar el área en superficie correspondiente al vertido de DNAPL	$A_{inf}(L2)$
PASO 5	Determinar la cantidad de líquido vertida en el subsuelo	V es el volumen vertido (L3)
PASO 6	Calcular la profundidad de penetración del DNAPL en la zona no saturada (Pastrovich et ál., 1979; Schwillé, 1988; Wilson y Conrad, 1984): $L = \frac{V}{S_r \cdot \phi \cdot A_{inf}}$	La formulación considera que el flujo de DNAPL es totalmente vertical
PASO 7	Comparar los parámetros L y P_r : - Si $L > P_r \rightarrow$ el DNAPL ha penetrado en el acuífero (casuística 2) - Si $L < P_r \rightarrow$ el DNAPL no ha penetrado en el acuífero (casuística 1)	Consúltense las casuísticas del capítulo 5

Ejemplo de hoja de cálculo A-5:

se sabe que el nivel freático se encuentra situado a 20 m de profundidad con respecto a la cota del terreno y se estima que se han vertido 5 m³ de TCE en una superficie de 10 m². La porosidad del medio es de 0,3 y la saturación residual de TCE en este tipo de suelo es de 0,1.

Paso 6

Utilizando todos los valores facilitados por el enunciado se puede pasar directamente a la estimación de la profundidad de penetración:

$$L = \frac{V}{S_r \cdot \phi \cdot A} = \frac{5}{0,1 \times 0,3 \times 10} = 16,6 \text{ m}$$



Paso 7

Es decir: asumiendo un comportamiento heterogéneo del medio y totalmente vertical del fluido, el TCE ha alcanzado aproximadamente una profundidad de 16,6 m en el terreno. Como esta distancia es más pequeña que la profundidad del nivel freático, teóricamente el DNAPL no ha alcanzado el nivel de las aguas freáticas y nos encontramos en el modelo de la casuística 1.



A-6. Cálculo del coeficiente de distribución K_d

El coeficiente de distribución K_d mide la capacidad de adsorción del suelo.

Los compuestos orgánicos siguen el modelo hidrofóbico, que establece que este coeficiente K_d es proporcional a la fracción de materia orgánica del suelo.

PASO 1	<p>Calcular o determinar el coeficiente de reparto del carbono orgánico en agua mediante su relación con el coeficiente de reparto octanol-agua:</p> $\log(K_{oc}) = \log(K_{ow}) - 0,21$ $K_{oc} = 0,6166 \cdot K_{ow}$ <p>O a partir de su relación con la solubilidad:</p> $\log(K_{oc}) = -0,55 \log(S_{ef}) + 3,64$ $K_{oc} = 4365,16 \cdot (S_{ef})^{-0,55}$	<p>Tanto el coeficiente de reparto del carbono orgánico (K_{oc}) como el de octanol-agua se encuentran tabulados en el anexo II</p> <p>La solubilidad efectiva S_{ef} (mg/l) se calcula mediante la hoja de cálculo A-3</p>
PASO 2	Determinar la fracción de materia orgánica en el suelo (f_{oc}) mediante el análisis de una muestra de suelo no contaminada	Los valores típicos oscilan entre 0,03 y 0,00017 mg/mg
PASO 3	Calcular el coeficiente de distribución	(L ³ /M)

Ejemplo de hoja de cálculo A-6:

una muestra de suelo presenta una fracción orgánica de 0,008 mg de carbono orgánico por mg de suelo.

Paso 1

A partir de la tabla A-3 del anexo II se obtiene que el logaritmo del coeficiente de reparto del carbono orgánico en agua es de 2,1 y, por lo tanto, que el K_{oc} es de 125,89 ml/g.

Paso 3

A continuación se calcula el coeficiente de distribución (K_d), que es de 1 ml/g:

$$K_d = K_{oc} f_{oc} = 125,89 \times 0,008 = 1 \text{ ml / g}$$



A-7. Presencia de DNAPL residual en una muestra de suelo saturada

Esta hoja de cálculo permite estimar la presencia de fase libre residual a partir de una muestra de suelo saturada (sin contenido de aire). El método considera que los compuestos orgánicos pueden estar o bien disueltos en agua subterránea o bien adsorbidos en el suelo. Se requiere conocer la concentración total del compuesto químico, C_T (mg/kg).

PASO 1	Determinar la solubilidad efectiva del compuesto químico (S_{ef})	Hoja de cálculo A-3
PASO 2	Calcular el coeficiente de distribución (K_d) utilizando el modelo hidrofóbico	Hoja de cálculo A-6
PASO 3	Determinar la densidad aparente del suelo (ρ_b) y la porosidad del suelo (ϕ)	Los valores típicos de densidad aparente oscilan entre 1,8 y 2,1 g/ml
PASO 4	Calcular el coeficiente de retardo: $R_w = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\phi}$	
PASO 5	Calcular la concentración de contaminante en el agua: $C_w = \frac{C_T \rho_b}{\phi R_w}$	C_T es la concentración total de carbono orgánico
PASO 6	Comparar los parámetros C_w y S_{ef} : - Si $C_w > S_{ef} \rightarrow$ posiblemente hay fase residual de NAPL en la muestra - Si $C_w < S_{ef} \rightarrow$ seguramente no hay presencia de fase residual de NAPL en la muestra	
PASO 7	Si hay fase libre debe calcularse la saturación de NAPL: $S_n = \frac{\rho_b C_T - \phi R_w S_{ef}}{\phi \rho_n - \phi S_{ef}}$	Considerar que el DNAPL solo tiene un único compuesto químico
PASO 8	Estimar la masa total de contaminante vertida: $M_n = S_n \phi \rho_n V$	

Ejemplo de hoja de cálculo A-7:

se analiza una muestra de suelo de la zona saturada de un emplazamiento contaminado con PCE (tetracloroetileno). La concentración total de PCE es de 15.300 ppm (mg/kg). Debe determinarse si hay presencia de fase residual de PCE o si únicamente se trata del contaminante disuelto en una pluma de contaminación. Si la muestra contiene NAPL, hay que determinar el grado de saturación de PCE en la muestra. Los parámetros litológicos y químicos de los que se dispone son los siguientes:



Parámetros del suelo			Parámetros químicos		
Porosidad	0,35	-	Peso molecular del PCE	153,8	g/mol
Densidad aparente	1,72	g/cm ³	Densidad del PCE	1,584	g/cm ³
f _{oc}	0,008	-	Solubilidad del PCE	150	mg/l
log K _{oc}	2,42	ml/g			
K _{oc}	263	ml/g			

Paso 1

El DNAPL está formado únicamente por PCE y, por lo tanto, la solubilidad real es directamente la tabulada en el anexo II. En este caso es de 150 mg/l.

Paso 2

Como muestra la hoja de cálculo A-6, el coeficiente de distribución que se basa en un modelo hidrofóbico se obtiene del siguiente modo:

$$K_d = K_{oc} f_{oc} = 263 \times 0,008 = 2,1 \text{ ml / g}$$

Paso 4

$$R_w = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\phi} = 1 + \frac{2,1 \times 1,72}{0,35} = 11,3$$

Paso 5

A continuación hay que calcular la concentración de contaminante en el agua a partir de la suposición de que no hay fase residual de NAPL:

$$C_w = \frac{C_T \rho_b}{\phi R_w} = \frac{15300 \times 1,72}{0,35 \times 11,3} = 6.630 \text{ mg / l}$$

Paso 6

Comparando ambos parámetros se advierte claramente que la concentración en equilibrio es muy superior a la solubilidad. Por lo tanto, todo indica que la muestra contiene NAPL residual.

Paso 7

Como la valoración ha dado positivo, se puede calcular la saturación:

$$S_n = \frac{\rho_b C_T - \phi R_w S_{ef}}{\phi \rho_n - \phi S_{ef}} = \frac{1,72 \times 15300 - 0,35 \times 11,3 \times 150}{0,35 \times (1,584 \times 10^6) - 0,35 \times 150} = 0,05$$



Paso 8

A partir del grado de saturación se puede estimar la masa de DNAPL en el foco, siempre que se disponga de información referente al volumen de suelo contaminado:

$$M_n = S_n \phi \rho_n V$$



A-8. Presencia de DNAPL residual en una muestra de suelo no saturada

Para estimar la presencia de DNAPL residual a partir de una muestra de suelo no saturada (con contenido de aire) se puede utilizar el siguiente método. Este método considera que los compuestos orgánicos pueden estar o bien disueltos en el agua subterránea o bien adsorbidos en el suelo o bien en fase gaseosa. Se requiere conocer la concentración total del compuesto químico, C_T (mg/kg).

PASO 1	<p>Calcular la concentración máxima en fase gas en función de la presión de vapor (p_{vap}) y la fracción molar de la sustancia química (X):</p> $C_g(max) = X \frac{M_w p_{vap}}{RT}$	Véase la hoja de cálculo A-2
PASO 2	Calcular el coeficiente de distribución K_d , utilizando el modelo hidrofóbico	Véase la hoja de cálculo A-6
PASO 3	<p>Calcular la densidad aparente del suelo ρ_b y estimar el contenido volumétrico de agua θ_w</p> <p>Suponiendo que la saturación de NAPL es relativamente pequeña, calcular el contenido volumétrico de gas:</p> $\theta_g = \phi S_g \approx \phi(1 - S_w) = \phi - \theta_w$	
PASO 4	Calcular la constante de Henry adimensional H mediante K_H	Véase la hoja de cálculo A-1
PASO 5	<p>Calcular el coeficiente de retardo de vapor que se produce en la zona no saturada:</p> $R_g = 1 + \frac{\theta_w}{\theta_g H} + \frac{\rho_b K_d}{\theta_g H}$	
PASO 6	<p>Calcular la concentración en fase gas mediante la concentración total de materia orgánica suponiendo que no hay fase NAPL residual:</p> $C_g = \frac{C_T \rho_b}{\theta_g R_g}$	
PASO 7	<p>Comparar los parámetros C_g con C_g (máx.):</p> <p>- Si $C_g > C_g$ (máx.) \rightarrow posiblemente hay fase residual de NAPL en la muestra</p> <p>- Si $C_g < C_g$ (máx.) \rightarrow seguramente no hay presencia de fase residual de NAPL en la muestra</p>	
PASO 8	<p>Si hay presencia de fase residual de NAPL, la saturación de NAPL se puede estimar como sigue:</p> $S_n = \frac{\rho_b C_T - \theta_g R_g C_g(max)}{\phi \rho_n}$	Considerar que el DNAPL solo tiene un único compuesto químico



Ejemplo de hoja de cálculo A-8:

se dispone de una muestra de suelo extraída de la zona no saturada de un emplazamiento contaminado por PCE (tetracloroetileno). La concentración total de PCE es de 15.300 ppm (mg/kg). Es decir, 15.300 mg de PCE en 1 kg de muestra de suelo. Debe determinarse si hay presencia de fase residual de PCE o si únicamente se trata del contaminante disuelto en una pluma de contaminación. Si la muestra contiene NAPL, hay que determinar el grado de saturación de PCE en la muestra. Los parámetros litológicos y químicos de los que se dispone son los siguientes:

Parámetros del suelo			Parámetros químicos		
Porosidad	0,35	-	Peso molecular del PCE	153,8	g/mol
Densidad aparente	1,72	g/cm ³	Densidad del PCE	1,584	g/cm ³
f_{oc}	0,008	-	Solubilidad del PCE	150	mg/l
$\log K_{oc}$	2,42	ml/g	Presión de vapor PCE	0,149	atm
K_{oc}	263	ml/g	Constante de Henry, K_H	0,029	atm·m ³ /mol
Temperatura	20	°C			
θ_w	0,182	-			

Paso 1

En primer lugar debe calcularse la concentración máxima en fase gas en función de la presión de vapor y la fracción molar de la sustancia química:

$$C_g = \frac{153,8 \times 0,149}{8,2057 \times 10^{-5} \times (273,16 + 20)} = 952,65 \text{ mg/l}$$

Paso 2

A partir del contenido volumétrico de agua y considerando que solo existen dos fases que llenan la porosidad:

$$\theta_g = \phi - \theta_w \approx 0,35 - 0,18 = 0,168$$

Paso 3

$$K_d = K_{oc} f_{oc} = 263 \times 0,008 = 2,1 \text{ ml/g}$$



Paso 4

$$H = \frac{K_H}{R_g T} = 41,6 \times K_H \text{ a } 20^\circ\text{C} = 41,6 \times 0,029 = 1,24$$

Paso 5

Como la muestra se encuentra en la zona no saturada, hay que calcular el coeficiente de retardo que interviene en la ecuación de transporte de la fase gas:

$$R_g = 1 + \frac{\theta_w}{\theta_g H} + \frac{\rho_b K_d}{\theta_g H} = 1 + \frac{0,18}{0,168 \times 1,24} + \frac{1,72 \times 2,1}{0,168 \times 1,24} = 19,24$$

Paso 6

A continuación, hay que calcular la concentración de contaminante en la fase gas a partir de la suposición de que no hay fase residual de NAPL:

$$C_g = \frac{C_T \rho_b}{\theta_g R_g} = \frac{15.300 \times 1,72}{0,168 \times 19,24} = 8.139 \text{ mg/l}$$

Paso 7

La concentración de PCE-gas en equilibrio es muy superior a la concentración máxima proporcionada por la presión de vapor, C_g (máx.). Por lo tanto, hay presencia de fase NAPL residual. Su saturación es la siguiente:

$$S_n = \frac{\rho_b C_T - \theta_g R_g C_g(\text{max})}{\phi \rho_n} = \frac{1,72 \times 15.300 - 0,168 \times 19,24 \times 952,6}{0,35 \times 1,584} \times 10^{-6} = 0,04$$

A partir del grado de saturación se puede estimar la masa de DNAPL en el foco, siempre que se disponga de información referente al volumen de suelo contaminado:

$$M_n = S_n \phi \rho_n V$$



A-9. Masa total de contaminante en una pluma de contaminación

Mediante esta hoja de cálculo se puede estimar la masa total de contaminante en una pluma de contaminación en el agua subterránea. Requiere el cálculo del factor de retardo R_w . No incluye la masa de la fase NAPL.

PASO 1	Calcular el coeficiente de distribución K_d utilizando el modelo hidrofóbico	Consúltase la hoja de cálculo A-6
PASO 2	Calcular la densidad aparente del suelo ρ_b y la porosidad del suelo ϕ	Los valores típicos de la densidad aparente ρ_b oscilan entre 1,8 y 2,1 g/ml
PASO 3	Calcular el coeficiente de retardo como sigue: $R_w = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\phi}$	R_w es el coeficiente de retardo. Se define como el cociente entre la masa total de contaminante (adsorbido más disuelto) y la masa de contaminante en disolución
PASO 4	Calcular la masa de contaminante disuelto en las aguas subterráneas: $M_w = C_w \phi V$	V es el volumen de la pluma C_w es la concentración media en la pluma ϕ es la porosidad del medio
PASO 5	Calcular la masa total en la zona saturada: $M_{w+s} = R_w M_w$	M_{w+s} es la masa total de contaminante. Representa la suma de la masa presente en las aguas subterráneas y la masa adsorbida en el suelo

Ejemplo de hoja de cálculo A-9:

se ha detectado una pluma de aguas subterráneas contaminadas por PCE (tetracloroetileno). La fase NAPL solo se encuentra en la zona no saturada y ha creado una pluma de aguas subterráneas contaminadas que abarca un volumen de 22.000 m³. La concentración media en la pluma es de 500 µg/l. Los datos de los que se dispone son los siguientes:

Parámetros		
Porosidad	0,35	-
Densidad aparente	1,72	g/cm ³
Fracción de materia orgánica, f_{oc}	0,008	-
$\log K_{oc}$	2,42	ml/g
K_{oc}	263	ml/g



Paso 1

$$K_d = K_{oc} f_{oc} = 263 \times 0,008 = 2,1 \text{ ml / g}$$

Paso 3

Con los parámetros del suelo y el coeficiente de distribución se puede encontrar el coeficiente de retardo en la fase líquida:

$$R_w = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\phi} = 1 + \frac{2,1 \times 1,72}{0,35} = 11,3$$

Paso 4

A partir de la simplificación de la pluma de contaminación y considerando que la concentración de esta pluma es la misma a lo largo de toda su extensión (concentración media), es fácil calcular la masa de contaminante en disolución:

$$M_w = \phi C_w V = 0,35 \times (500 \times 10^{-6}) \times 22.000 = 3,85 \text{ kg}$$

Paso 5

Finalmente, como el factor de retardo se define como la relación entre la masa total de contaminante (adsorbido más disuelto) y la masa de contaminante en disolución, se puede calcular la masa total de contaminante presente en la zona saturada:

$$M_{w+s} = R_w M_w = 11,3 \times 3,85 = 43,5 \text{ kg}$$

En caso de presencia de fase libre NAPL en la pluma de aguas subterráneas contaminadas, la masa total se puede estimar como sigue:

$$M_{w+s+n} = (1 - S_n) \phi R_w C_w V + S_n \phi \rho_n V$$



A-10. Masa total de contaminante en un penacho de vapores

Mediante esta hoja de cálculo se puede estimar la masa total de contaminante en un penacho de vapores contaminados en la zona no saturada. Requiere el cálculo del factor de retardo R_w . No incluye la masa de la fase NAPL.

PASO 1	Calcular el coeficiente de distribución K_d utilizando el modelo hidrofóbico	Utilizar la hoja de cálculo A-6
PASO 2	Calcular la densidad aparente del suelo ρ_b y su porosidad ϕ	Los valores típicos de la densidad aparente ρ_b oscilan entre 1,8 y 2,1 g/ml
PASO 3	Estimar el contenido volumétrico de gas: $\theta_g = \phi S_g \approx \phi(1 - S_w) = \phi - \theta_w$	
PASO 4	Calcular la constante de Henry adimensional H mediante K_H	Véase la hoja de cálculo A-1
PASO 5	Calcular el coeficiente de retardo de gas del suelo en la zona no saturada: $R_g = 1 + \frac{\theta_w}{\theta_g H} + \frac{\rho_b K_d}{\theta_g H}$	R_g es el factor de retardo. Se define como el cociente entre la masa total (suma de la masa adsorbida en el suelo, la masa disuelta en el agua de la zona no saturada y la masa en la fase gas) y la masa en el gas del suelo
PASO 6	Calcular la masa de contaminante en fase gas de la zona no saturada: $M_g = C_g \theta_g V$	V es el volumen del penacho de vapores C_g es la concentración volumétrica media de gas en el penacho (véanse las hojas A-2 y A-4)
PASO 7	Calcular la masa total en la zona no saturada como: $M_{g+w+s} = R_g M_g$	M_{g+w+s} es la masa total. Es la suma de la masa en forma vapor, la masa disuelta en el agua del suelo y la masa adsorbida en el suelo



Ejemplo de hoja de cálculo A-10:

se ha detectado una pluma de contaminación por vapores de PCE (tetracloroetileno) en la zona no saturada. La concentración media de PCE en el gas del suelo es de 5 mg/l. El penacho de vapores ocupa una extensión de 30.000 m³. Hay que calcular la masa de PCE en el penacho de vapores. Los datos de los que se dispone son los siguientes:

Parámetros del suelo		
Porosidad	0,35	-
Densidad aparente	1,72	g/cm ³
f_{oc}	0,008	-
$\log K_{oc}$	2,42	ml/g
K_{oc}	263	ml/g
Temperatura	20	°C
θ_w	0,182	-

Paso 1

$$K_d = K_{oc} f_{oc} = 263 \times 0,008 = 2,1 \text{ ml/g}$$

Paso 3

A partir del contenido volumétrico de agua y considerando que solo existen dos fases que llenan la porosidad, se obtiene el contenido volumétrico de gas del siguiente modo:

$$\theta_g = \phi - \theta_w \approx 0,35 - 0,18 = 0,168$$

Paso 4

$$H = \frac{K_H}{R_g T} = 41,6 \times K_H \text{ a } 20^\circ\text{C} = 41,6 \times 0,029 = 1,24$$

Paso 5

Mediante los parámetros del suelo y el coeficiente de distribución se puede encontrar el coeficiente de retardo en la fase líquida:

$$R_g = 1 + \frac{\theta_w}{\theta_g H} + \frac{\rho_b K_d}{\theta_g H} = 1 + \frac{0,18}{0,168 \times 1,24} + \frac{1,72 \times 2,1}{0,168 \times 1,24} = 19,24$$



Paso 6

A partir de simplificar la pluma de contaminación y considerando que la concentración de esta pluma es la misma a lo largo de toda su extensión (concentración media), es fácil calcular la masa de contaminante en forma vapor.

$$M_g = C_g \theta_g V = (5 \times 10^{-3}) \times 0,17 \times 30.000 = 25,5 \text{ kg}$$

Paso 7

Finalmente, como el factor de retardo se define como el cociente entre la masa total (suma de la masa adsorbida en el suelo, la masa disuelta en el agua de la zona no saturada y la masa en la fase gas) y la masa en el gas, se puede calcular la masa total de contaminante presente en la zona saturada:

$$M_{g+w+s} = R_g M_g = 25,5 \times 19,2 = 490 \text{ kg}$$

Si se considera la presencia de fase libre NAPL en el volumen de suelo donde se desarrolla la pluma, la masa total se puede estimar mediante la siguiente expresión:

$$M_{g+w+s+n} = (1 - S_n - S_w) \phi R_g C_g V + S_n \phi \rho_n V$$

Donde S_n es la saturación volumétrica media de DNAPL y S_w es la saturación volumétrica media del agua.



B-1. Cálculo del coeficiente de agotamiento de DNAPL

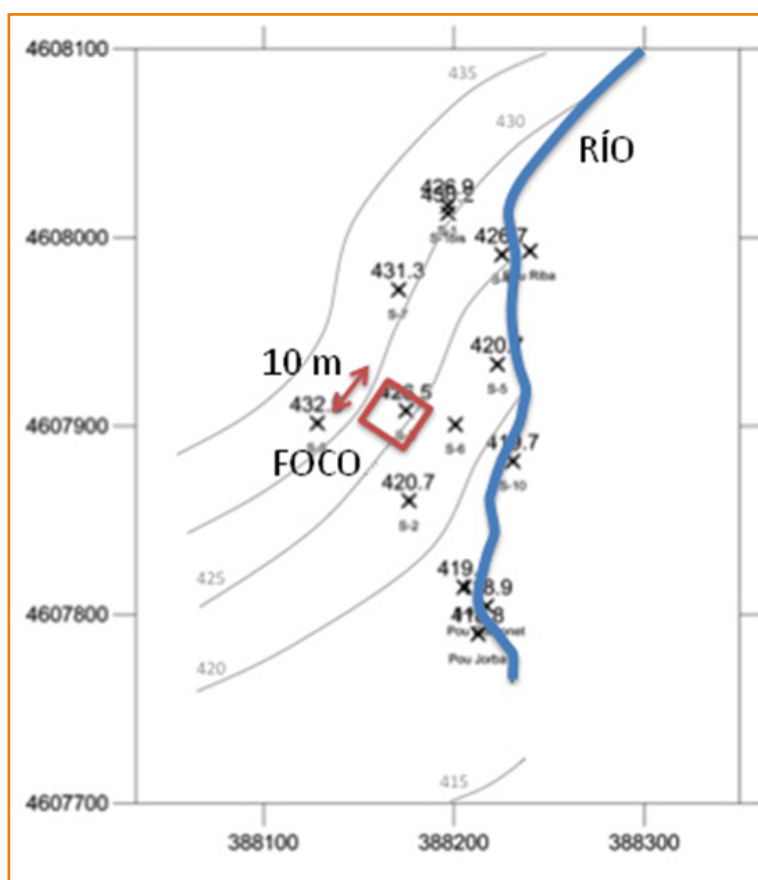
El coeficiente de agotamiento es un parámetro que caracteriza el proceso de disolución de la fase DNAPL en el foco de contaminación (zona saturada). Es un coeficiente que representa la relación que se establece entre los volúmenes en fase residual y en fase libre formando piscinas. Si Γ es menor que 1, predomina la fase libre en forma de piscinas de DNAPL. En cambio, si Γ es mayor que 1, predomina la fase residual.

PASO 1	Dibujar la evolución temporal de las concentraciones medidas en un pozo de observación justo aguas abajo del foco de contaminación	
PASO 2	Calcular el caudal de agua que atraviesa el foco mediante la ley de Darcy: $Q_w = K \cdot J \cdot A$	A es el área del foco de contaminación perpendicular al flujo (L^2) J es el gradiente hidráulico (L/L) K es la conductividad hidráulica (L/T)
PASO 3	Estimar la masa de DNAPL en el foco: $M_o = \rho_n V$	V es el volumen de vertido (L^3) ρ_n es la densidad del DNAPL
PASO 4	Estimar la constante de biodegradación en el foco (λ_s) a partir del tiempo de semidegradación ($T_{1/2}$) o tiempo necesario para que las concentraciones se reduzcan a la mitad: $\lambda_s = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = 0,693 \frac{1}{T_{1/2}}$	Véase la tabla del anexo II
PASO 5	Ajustar el gráfico de variación de concentraciones en el tiempo con la siguiente fórmula analítica variando el coeficiente de agotamiento Γ : Si $\Gamma \neq 1$, entonces: $C_s(t) = \frac{C_o}{(M_o)^\Gamma} \left\{ \frac{-QC_o}{\lambda_s (M_o)^\Gamma} + \left[(M_o)^{1-\Gamma} + \frac{QC_o}{\lambda_s (M_o)^\Gamma} \right] \exp((\Gamma - 1)\lambda_s t) \right\}^{\frac{\Gamma}{1-\Gamma}}$ Si $\Gamma = 1$, entonces: $C(t) = C_o \exp \left(- \left(\frac{QC_o}{M_o} + \lambda_s \right) t \right)$	Valores típicos de Γ entre 0,5 y 2,0 $\Gamma = 0,5$ para predominio de fase libre y $\Gamma = 2$ para predominio de fase residual



Ejemplo de hoja de cálculo B-1:

se ha detectado una parcela contaminada con TCE (tricloroetileno). La concentración inicial de TCE disuelto en agua, en el foco, es de 33,6 mg/l. Se estima que la masa de TCE introducida en el subsuelo es de $M_0 = 200$ kg. El tiempo de semidegradación $T_{1/2}$ del TCE disuelto en las aguas subterráneas se estima que es de 346 días. A partir del mapa piezométrico adjunto, se ha calculado que el gradiente hidráulico de las aguas subterráneas es de 0,13. El área del foco de contaminación perpendicular al flujo de las aguas subterráneas se estima que es de 30 m^2 , ya que se cree que el foco de contaminación tiene 3 m de espesor y 10 m de amplitud. La conductividad hidráulica de la zona es de 0,09 m/día.



Las concentraciones de TCE medidas en un pozo de observación son las siguientes:

Tiempo	Concentración
(días)	(mg/l)
0	33,6
122	25
458	20,8
853	12,4
1.157	3,5
1.522	5,5

Paso 2

Mediante la ley de Darcy se encuentra fácilmente el caudal que atraviesa el foco:

$$Q_w = K \cdot J \cdot A = 0,09 \times 0,13 \times 30 = 0,35 \text{ m}^3 / \text{d}$$

Paso 4

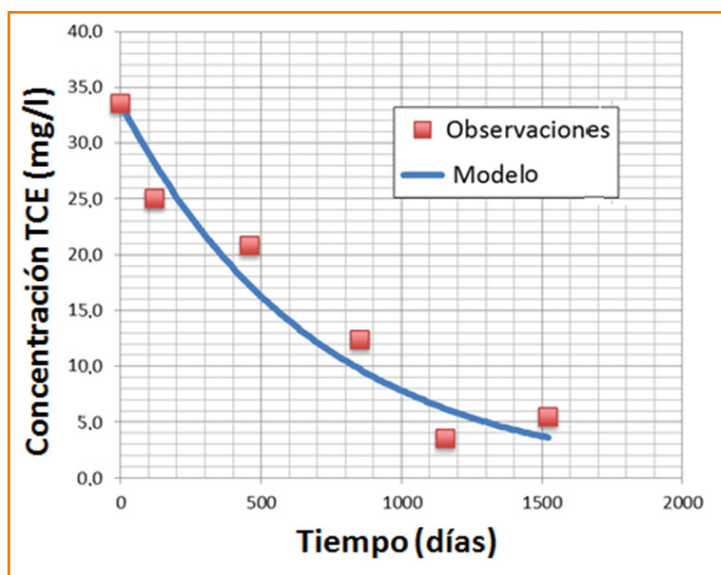
A partir del tiempo de semidegradación que se presenta en la tabla 4 del anexo II se puede calcular fácilmente la constante de biodegradación en el foco λ_s :

$$\lambda_s = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = 0,693 \frac{1}{T_{1/2}} = \frac{0,693}{346} = 0,002 \text{ días}^{-1}$$



Paso 5

A continuación se ajustan los datos de concentración a la expresión analítica y se halla el coeficiente de agotamiento Γ que mejor representa el caso de estudio ($\Gamma = 0,7$). Este valor indica de presencia de DNAPL mayoritariamente en forma de fase libre en el foco.

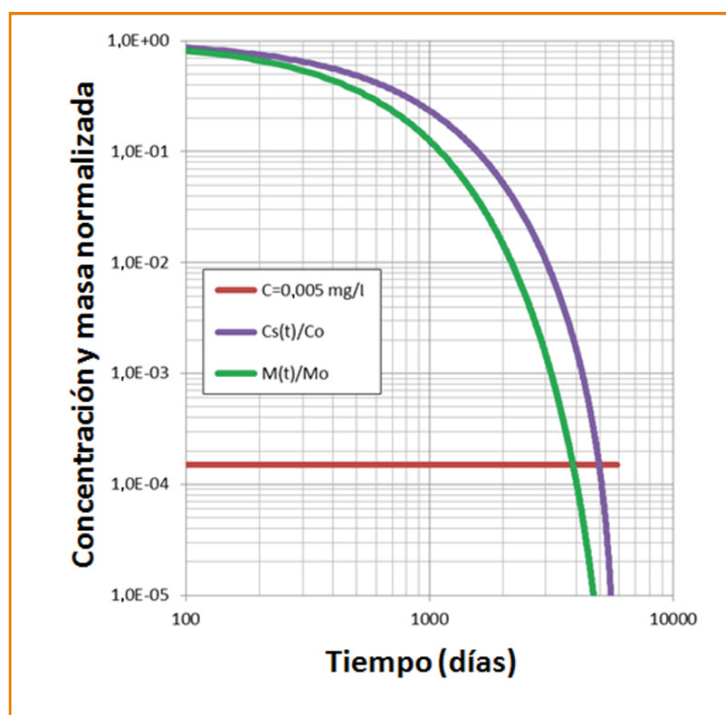


En caso de que se quiera estimar la evolución de la masa de DNAPL en el foco, a causa de su disolución en las aguas subterráneas, se puede utilizar la siguiente expresión:

$$\frac{M(t)}{M_0} = \left(\frac{C(t)}{C_0} \right)^{1/\Gamma}$$



De este modo, se ha constatado que, si no se actúa (recuperación), la evolución esperada del foco es la siguiente:



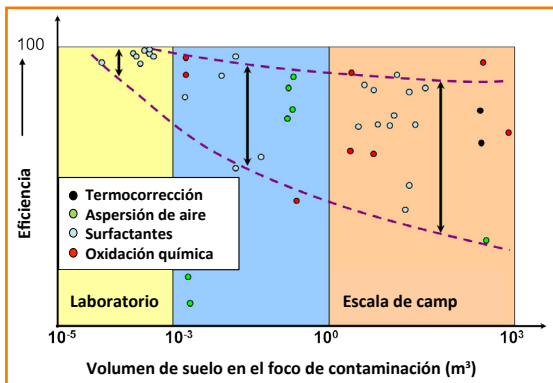
El gráfico presenta la fracción de contaminante remanente en el foco expresada en concentraciones normalizadas, así como la fracción másica de DNAPL remanente en el foco. Las concentraciones normalizadas se pueden comparar con la concentración normalizada correspondiente al valor genérico de intervención (tabla A-5 del anexo II). Así, se puede ver que el foco de contaminación perdurará aproximadamente unos quince años si no se llevan a cabo acciones de recuperación. También se puede observar que para reducir las concentraciones a un nivel aceptable se tendrá que extraer más del 99 % de la masa de DNAPL del foco.

Este modelo de agotamiento también permite diseñar una actuación de recuperación. Para más información, véase el ejemplo de la hoja de cálculo B-2.



B-2. Valoración de la recuperación de las aguas subterráneas

Tras haber caracterizado el modelo de agotamiento del foco, hay que valorar la necesidad de llevar a cabo una recuperación de las aguas subterráneas. El objetivo de esta mejora ambiental es reducir el tiempo requerido para llegar a cierto grado de recuperación del medio.

PASO 1	Calcular el coeficiente de agotamiento (Γ) del foco de DNAPL	Véase la hoja de cálculo B-1
PASO 2	<p>Valorar la eficiencia (E) del esquema de recuperación propuesto, a partir de la revisión bibliográfica de casos conocidos. Por ejemplo, mediante la figura adaptada de Soga et ál. (2004):</p> 	$E = \frac{M_{ext}}{M_1}$ <p>M_1 es la masa de contaminante en el foco antes del tratamiento de recuperación ($t = t_1$) M_{ext} es la masa extraída durante el tratamiento de recuperación ($\Delta t = t_2 - t_1$)</p>
PASO 3	<p>Estimar la masa remanente de DNAPL en el foco tras la descontaminación, M_r:</p> $M_r = M_1 (1 - E) = (M_1 - M_{ext})$	M_r es la masa remanente en el suelo tras la aplicación del tratamiento de recuperación ($t = t_2$)
PASO 4	<p>Estimar las concentraciones que se obtendrán después de la recuperación, C_r:</p> $\frac{C_r}{C_1} = \left(\frac{M_r}{M_1} \right)^\Gamma$	C_1 es la concentración de contaminante antes de la recuperación (M/L^3)
PASO 5	<p>Calcular la evolución temporal de las concentraciones con el modelo de agotamiento tras el tratamiento de descontaminación (para tiempo $> t_2$) Si $\Gamma \neq 1$, entonces:</p> $C(t) = \frac{C_r}{(M_r)^\Gamma} \left\{ \frac{-QC_r}{\lambda_s (M_r)^\Gamma} + \left((M_r)^{1-\Gamma} + \frac{QC_r}{\lambda_s (M_r)^\Gamma} \right) \exp((\Gamma-1)\lambda_s(t-t_2)) \right\}^{\frac{\Gamma}{1-\Gamma}}$ <p>Si $\Gamma = 1$, entonces:</p> $C(t) = C_r \exp \left(- \left(\frac{QC_r}{M_r} + \lambda_s \right) (t - t_2) \right)$	<p>Q es el caudal de agua que atraviesa el foco λ_s es el coeficiente de degradación del compuesto químico en el foco Consúltase el ejemplo asociado a la hoja de cálculo B-1 para determinar estos parámetros</p>



Ejemplo de hoja de cálculo B-2:

se ha detectado un emplazamiento contaminado con TCE (tricloroetileno). La concentración inicial de TCE disuelto en agua, en el foco, se ha calculado que es de 33,6 mg/l. Se estima que la masa de TCE introducida en el subsuelo es de $M_0 = 200$ kg. La vida media de TCE disuelto en las aguas subterráneas es de 346 días. A partir del mapa piezométrico se puede calcular el gradiente hidráulico de las aguas subterráneas; se ha obtenido que es de 0,13. El área del foco de contaminación perpendicular al flujo de las aguas subterráneas se estima que es de 30 m^2 , ya que el foco tiene unos 3 m de espesor por 10 m de amplitud. La conductividad hidráulica de la zona es de 0,09 m/d. Se debe valorar la recuperación por oxidación química. El tiempo de intervención será al cabo de un año y está previsto que dure unos doscientos días.

Paso 1

Véase el primer ejemplo asociado a la hoja de cálculo B-1.

Siguiendo los pasos de la hoja de cálculo B-1, se obtiene:

$$Q_w = K \cdot J \cdot A = 0,09 \times 0,13 \times 30 = 0,35 \text{ m}^3 / \text{d}$$

$$\lambda_s = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = 0,693 \frac{1}{T_{1/2}} = \frac{0,693}{346} = 0,002 \text{ días}^{-1}$$

Se ajustan los datos de concentración a la expresión analítica y se encuentra el coeficiente de Γ agotamiento, que es igual a 0,7.

Paso 2

Debe valorarse la eficiencia de la oxidación química in situ (ISCO, *In Situ Chemical Oxidation*). El grado de eficiencia se obtiene de la valoración dada en el artículo de Soga et ál. (2004). El gráfico muestra la eficiencia obtenida en función de la escala de trabajo (laboratorio y campo). Tal y como se esperaba, la figura refleja que la eficiencia obtenida en el laboratorio es significativamente mayor que la que se obtiene en campo, para las diferentes técnicas de recuperación estudiadas. Para estudiar el caso planteado se cree conveniente considerar la eficiencia comprendida entre el 60 y el 95 %:

$$E = \frac{M_{\text{ext}}}{M_1} = \text{entre } 0,6 \text{ y } 0,95$$



Paso 3

La masa de DNAPL remanente en el suelo cuando se inicie la recuperación ($t_1 = 365$ días) es:

$$M(t) = \left\{ \frac{-QC_0}{\lambda_s (M_0)^r} + \left((M_0)^{1-r} + \frac{QC_0}{\lambda_s (M_0)^r} \right) \exp((r-1)\lambda_s t_1) \right\}^{\frac{r}{1-r}} = 94 \text{ kg}$$

Para la eficiencia considerada y a partir de la cantidad de contaminante presente en el suelo, se puede estimar la masa de DNAPL remanente cuando finalice la recuperación. Después de 200 días ($t_2 = 565$), se obtiene que:

En el peor de los casos: $M(t_2) = M_r = M_1 (1 - E) = 94 \times (1 - 0,6) = 37,6 \text{ kg}$

En el mejor de los casos: $M(t_2) = M_r = M_1 (1 - E) = 94 \times (1 - 0,95) = 5 \text{ kg}$

Paso 4

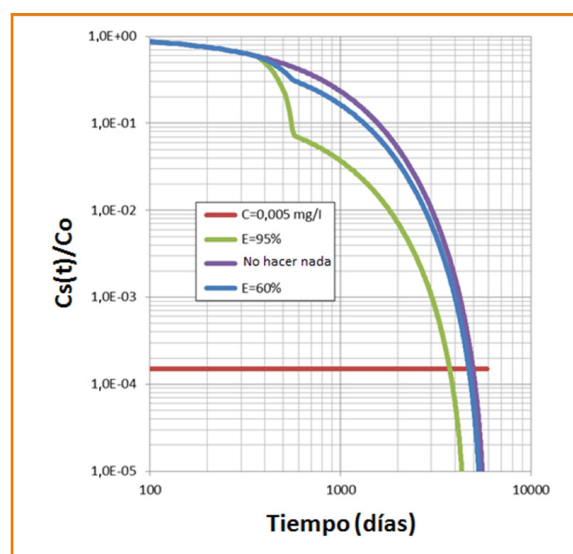
Por lo tanto, teniendo en cuenta el coeficiente de agotamiento, la masa remanente en el suelo es de:

En el peor de los casos: $C_r = C_1 \left(\frac{M_r}{M_1} \right)^r = 33,6 \times \left(\frac{37,6}{200} \right)^{0,7} = 10 \text{ mg/l}$

En el mejor de los casos: $C_r = C_1 \left(\frac{M_r}{M_1} \right)^r = 33,6 \times \left(\frac{5}{200} \right)^{0,7} = 2,5 \text{ mg/l}$

Paso 5

Finalmente, se puede elaborar un gráfico de la evolución temporal de las concentraciones:



A partir del gráfico anterior, se puede comprobar que los tiempos necesarios para reducir las concentraciones hasta alcanzar valores admisibles son los siguientes:

	Tiempo	
	(días)	(años)
No hacer nada	4.960	14
60 % eficiencia	4.720	13
95 % eficiencia	3.750	10

En este ejemplo, la diferencia entre la aplicación de un método eficiente y un método ligeramente eficiente es de tres años. Hay que recordar, sin embargo, que el grado de eficiencia de las distintas tecnologías de recuperación está influenciado por el grado de heterogeneidad del medio. Cuanto más heterogéneo sea el medio, menos eficiente será la tecnología.



B-3. Movimiento y evolución de vapores en la zona no saturada

Los DNAPL volátiles presentes en la zona no saturada forman un penacho de vapores que se mueve mayoritariamente por difusión. La capacidad de difusión de los contaminantes en fase gas se mide mediante el coeficiente de difusión efectivo D_g (cm^2/s).

PASO 1	Estimar la porosidad y la saturación de agua S_w	
PASO 2	Calcular el contenido volumétrico de gas: $\theta_g = \phi S_g \approx \phi(1 - S_w) = \phi - \theta_w$	
PASO 3	Calcular el coeficiente de difusión efectivo en la zona no saturada como sigue: $D_g = \tau_g D_d = \frac{(\theta_g)^{10/3}}{\phi^2} D_d$	τ_g es la tortuosidad del medio (fase gas) D_d es el coeficiente de difusión de la sustancia química en fase gas Valores presentados en la tabla A-4
PASO 4	Calcular la constante de Henry adimensional H mediante K_H	Véase la hoja de cálculo A-1
PASO 5	Calcular el coeficiente de retardo de gas del suelo en la zona no saturada	Véase la hoja de cálculo A-10
PASO 6	Calcular la concentración inicial del compuesto químico basándose en la fracción molar (o volumétrica) y en la presión total de gas: $C_g(t=0) = X \frac{P_g M_w}{RT}$	Véase la hoja de cálculo A-2
PASO 7	Calcular la evolución en el tiempo de las concentraciones mediante: $C_g(t, x) = C_g(t=0) \times \text{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{D_g t / R_g}}\right)$	$C_g(t=0)$ representa la concentración inicial de vapor en el foco
PASO 8	Calcular el desplazamiento del frente de vapores (x) en el tiempo como sigue: $x = \sqrt{\frac{D_g}{R_g} t}$	



Ejemplo de hoja de cálculo B-3:

se conoce la existencia de un penacho de vapores de PCE en la zona no saturada. Se estima que la fracción molar (o volumétrica) de PCE es de 400 ppm_v, con una presión total de 100 KPa (0,986). Debe determinarse la evolución de las concentraciones de gas en el tiempo y el desplazamiento del frente del penacho de vapores en el tiempo. Se dispone de los siguientes datos:

Parámetros		
Porosidad	0,35	-
θ_w	0,18	-
Densidad aparente	1,72	g/cm ³
f_{oc}	0,008	-
$\log K_{oc}$	2,42	-
K_{oc}	263	-
Coefficiente de difusión D_d	0,074	cm ² /s
Peso molecular de PCE	153,8	g/mol

Paso 2

$$\theta_g = \phi - \theta_w = 0,35 - 0,18 = 0,168$$

Paso 3

El coeficiente de difusión efectivo se puede calcular a partir de la cantidad de gas que ocupa la porosidad, el valor de esta porosidad y el coeficiente de difusión de la sustancia. Este último hay que consultarlo en la tabla A-4 del anexo II.

$$D_g = \frac{(\theta_g)^{10/3}}{\phi^2} D_d = \frac{(0,25)^{3,33}}{(0,35)^2} \times 0,074 = 5,9 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 / \text{d} = 0,052 \text{ m}^2 / \text{día}$$

Paso 4

$$H = \frac{K_H}{R_g T} = 41,6 \times K_H \text{ a } 20^\circ \text{C} = 41,6 \times 0,029 = 1,24$$

Paso 5

$$R_g = 1 + \frac{\theta_w}{\theta_g H} + \frac{\rho_b K_d}{\theta_g H} = 1 + \frac{0,18}{0,168 \times 1,24} + \frac{1,72 \times 2,1}{0,168 \times 1,24} = 19,24$$



Paso 6

A continuación, ya se puede calcular la concentración inicial del compuesto químico basándose en la fracción molar (o volumétrica) y la presión total de gas:

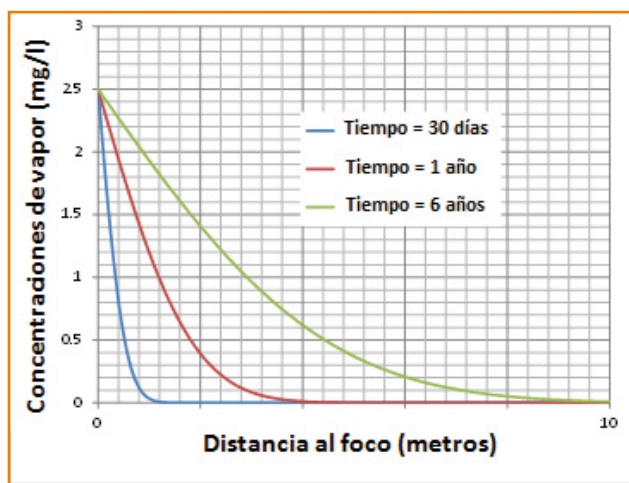
$$C_g(t=0) = X \frac{p_g M_w}{RT} = 400 \times 10^{-6} \frac{(0,986) \times 153,8}{8,2057 \times 10^{-5} \times (273,16 + 20)} = 2,5 \text{ g/m}^3 = 2,5 \text{ mg/l}$$

Paso 7

Suponiendo que el foco de contaminación es continuo (presencia residual de DNA-PL), la evolución de las concentraciones sigue el comportamiento de la siguiente función de error:

$$C_g(t, x) = 2,5 \times \operatorname{erfc} \left[\frac{x}{2\sqrt{0,052t/19}} \right]$$

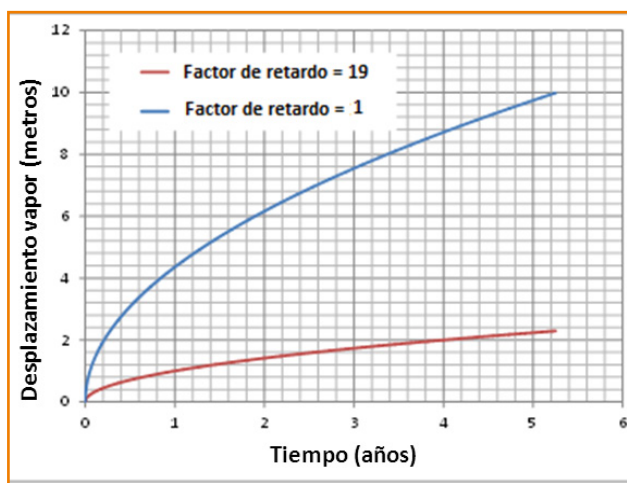
De esta función se puede elaborar fácilmente un gráfico utilizando el programa Excel. El resultado obtenido para el caso de estudio es el siguiente:



Paso 8

El desplazamiento del frente del vapor calculado por los dos factores de retardo diferentes es el siguiente:

$$x = \sqrt{\frac{D_g}{R_g} t} = \sqrt{\frac{0,052}{19} t}$$



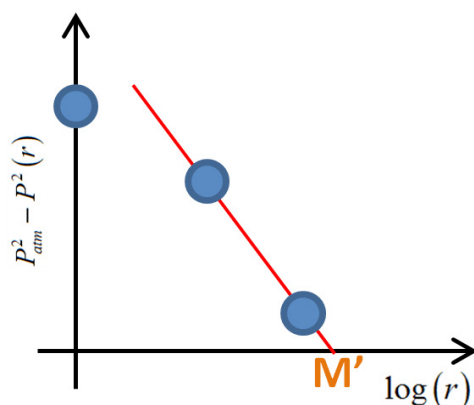
C-1. Estimación del radio de influencia de un bombeo

El radio de influencia de un bombeo se define como la máxima distancia desde el pozo de extracción donde se produce una variación de presiones suficiente para que se origine un flujo. Por lo tanto, el radio de influencia determina el alcance de la extracción de vapores de un único pozo. Su valor se estima mediante pruebas piloto o aproximaciones empíricas y oscila entre los 9 y los 30 m. Como el caudal de extracción no es muy sensible a este parámetro, en caso de no disponer de información in situ, muchas veces se utiliza directamente un valor de 12 m (con un error posible de un 20 %).

PASO 1

El cálculo del radio de influencia del pozo (r_{inf}) se puede obtener gráficamente a partir de los resultados del ensayo de vacío:

$$r_{inf} = 10^{M'}$$



P_1 y P_2 (M/LT^2) son las presiones de aire medidas en dos pozos de observación que se encuentran a cierta distancia del pozo de extracción (r_1 y r_2) (L)

O analíticamente a partir de la siguiente ecuación:

$$r_{inf} = r_1 \exp \left[\frac{(P_{atm}^2 - P_1^2)}{(P_2^2 - P_1^2)} \ln \left(\frac{r_2}{r_1} \right) \right]$$

Ejemplo de hoja de cálculo C-1:

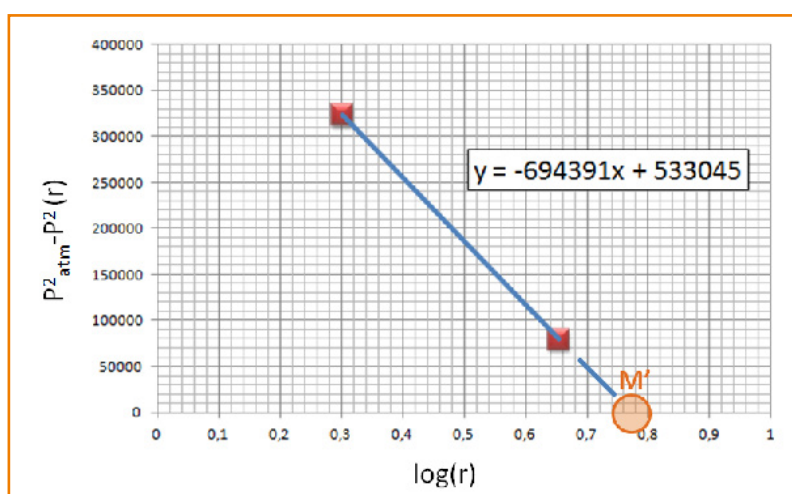
se pretende encontrar el radio de influencia de un pozo a partir de un ensayo de vacío realizado en una parcela contaminada. El emplazamiento de estudio dispone de tres pozos con piezómetros en su interior. En el pozo P-A se realiza el vacío y las medidas se toman en el mismo pozo P-A (0 m) y en los pozos P-B (2 m) y P-C (4,5 m). El radio del entubado del pozo utilizado para la extracción es de 4 pulgadas (0,1016 m). Del ensayo se han obtenido los siguientes resultados:

Ensayo	Presión punto P-A (mbar)	Presión punto P-B (mbar)	Presión punto P-C (mbar)
Inicio	563,25	1.013,25	1.013,25
Final	663,25	838,25	973,25



En primer lugar se estima el radio de influencia mediante el método gráfico. Para conseguirlo es necesario disponer de medidas de presiones como mínimo en dos puntos diferentes. Hay dos formas diferentes de elaborar el gráfico de los resultados del ensayo de vacío: dibujando el eje de las abscisas a escala logarítmica¹ o a escala natural (2). Elaborar este gráfico de un modo u otro determinará el procedimiento para obtener el radio de influencia. En este procedimiento el eje de las ordenadas siempre se define como: $y = P_{atm}^2 - P^2(r)$.

(1) A escala logarítmica se ha de encontrar, en primer lugar, la recta de regresión lineal. En el caso de estudio se obtiene:



Con la regresión obtenida se puede determinar el punto de corte estimándolo gráficamente o solucionando el sistema de ecuaciones conformado por la propia regresión y el eje de las abscisas:

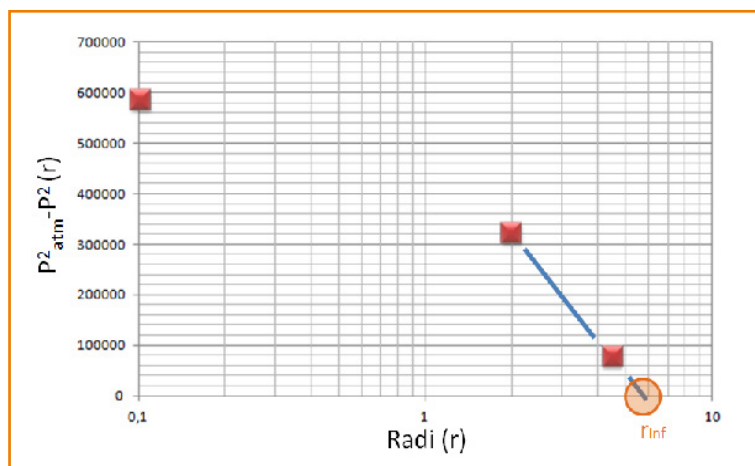
$$\begin{cases} y = -694.391 \times \log(r) + 533.045 \\ y = 0 \{ r = r_{inf} \} \end{cases}$$

$$\log(r_{inf}) = \frac{533.045}{694.391} = 0,7676 = M'$$

$$r = 10^{M'} = 5,86 \text{ m}$$



(2) Por otro lado, se puede encontrar gráficamente el radio de influencia de manera directa y sencilla. En la imagen que se muestra a continuación se puede observar que el punto de corte, correspondiente al radio de influencia, es el mismo que se ha obtenido en el apartado anterior:



Este gráfico nos permite llegar a una conclusión, que es muy habitual en el campo de la hidrología, y es que los puntos que se encuentran muy próximos al punto de bombeo nos pueden conducir a un error en la estimación. En el ejemplo, el enunciado facilita la presión medida en el pozo de bombeo ($P = 663,25$). Si en la regresión se utiliza este punto, el radio de influencia encontrado sobreestima el real. Esto se debe a que la solución real en el entorno más próximo del pozo de bombeo es siempre inferior a las soluciones calculadas, ya que las ecuaciones utilizadas sobreestiman los niveles. La causa de ello es que no prevén pérdidas de carga y consideran el flujo siempre laminar, aunque cerca de las bombas ninguna de estas premisas es cierta. El concepto general que hay que entender es que para estimar el radio de influencia es conveniente disponer de, al menos, dos pozos de observación, aparte del de extracción. Si no es así, también se puede utilizar el procedimiento descrito, pero el error de este procedimiento puede ser tan notable que resulta mucho más conveniente utilizar directamente un valor genérico, entre 9 y 30 m.

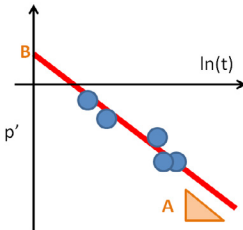
También se puede conseguir el valor del radio de influencia analíticamente a partir de la ecuación facilitada en la hoja de cálculo y las medidas de presión de dos puntos diferentes, en este caso, pozos P-B y P-C. Así, se obtiene:

$$r_{inf} = r_1 \exp \left[\frac{(P_{atm}^2 - P_1^2)}{(P_2^2 - P_1^2)} \ln \left(\frac{r_2}{r_1} \right) \right] = 2 \times \exp \left[\frac{(1.013,25^2 - 838,25^2)}{(973,25^2 - 838,25^2)} \ln \left(\frac{4,5}{2} \right) \right] = 5,86 \text{ m}$$



C-2. Estimación de la permeabilidad del aire in situ

Este método, que se utiliza para medir la permeabilidad del aire en el suelo, se basa en la medición del descenso de la presión a lo largo del tiempo en un punto de observación situado a una distancia dada de donde se realiza el vacío.

PASO 1	<p>Estimar la duración necesaria del ensayo:</p> $t_b = n \frac{r^2 \theta_g \mu_g}{k_g p_{atm}}$ <p>Se recomiendan valores de n superiores a 10 para tener suficientes puntos representativos del ensayo</p>	<p>r es el radio en el que se pretende realizar el ensayo (L) θ_g es el contenido volumétrico de aire o volumen de poros no ocupados que permitirá la circulación del aire (L^3/L^3) μ_g es la viscosidad del aire (M/LT):</p> $\left(\begin{array}{l} 1,8 \times 10^{-4} \text{ g / cm} \times \text{s} \\ 1,8 \times 10^{-5} \text{ Pa} \times \text{s} \\ 3 \times 10^{-9} \text{ mbar} \times \text{min} \end{array} \right)$ <p>k_g es la permeabilidad (L^2) p_{atm} es la presión atmosférica ambiental $(1 \text{ atm} = 1,013 \cdot 10^6 \text{ g/cm} \cdot \text{s}^2 = 1.013,25 \text{ mbar})$ t_b es el tiempo necesario (T) para bombear los n volúmenes de poro (normalmente, $n = 1 - 2$)</p>
PASO 2	Realización de un ensayo de vacío en el que se midan los cambios en la presión del gas (p') en el tiempo (t)	$p' = P(t) - P(0)$
PASO 3	<p>Estimar la pendiente A</p> <p>En caso de que no se disponga de información sobre el espesor de la capa o del caudal de bombeo, hay que estimar, también, el punto de intersección B con el eje de las ordenadas (presiones):</p> $p' = A \times \ln t + B$	
PASO 4	<p>Cálculo de la permeabilidad:</p> $k_g = \frac{Q_g \mu_g}{4\pi b A}$ <p>De nuevo, en caso de que no se disponga de información sobre el espesor de la capa o del caudal extraído hay que utilizar otro procedimiento:</p> $k_g = \frac{r^2 \theta_g \mu_g}{4p_{atm}} \exp\left(\frac{B}{A} + 0,5772\right)$	<p>Q_g es el caudal constante de aire que se bombea (L^3/T) b es el espesor del nivel donde se produce el flujo (L)</p>
PASO 5	<p>Cálculo de cambios de presión esperados:</p> $p' = -\frac{Q_g \mu_g}{4\pi b k_g} \left[-0,5772 - \ln\left(\frac{r^2 \theta_g \mu_g}{4k_g p_{atm}}\right) + \ln t \right]$	<p>Es válido únicamente cuando:</p> $\frac{r^2 \theta_g \mu_g}{4k_g p_{atm} t} < 0,1$



Ejemplo de hoja de cálculo C-2:

se pretende conocer la permeabilidad del aire en el subsuelo para diseñar la recuperación de un suelo mediante la técnica de extracción de vapores (SEV). El radio de actuación previsto es de 10 m. Se sabe que el material donde se realiza el ensayo tiene una porosidad efectiva de 0,26 y una potencia de 1,5 m.

Paso 1

En primer lugar se debe calcular la duración de la realización del ensayo recomendada. Este paso es previo a la realización del ensayo de vacío. Para su diseño únicamente se requiere información básica sobre las características del suelo. Se sabe que el contenido volumétrico de agua se encuentra en condiciones casi residuales debido a la distancia de la capa respecto al nivel freático y por lo tanto, se puede utilizar el valor de la porosidad como contenido volumétrico de gas, $\epsilon_g = \phi$. Por este mismo motivo se podrá estimar la permeabilidad de la fase gas directamente a partir de la **figura 4-12**, teniendo en cuenta el tipo de suelo.

$$t_b = n \frac{r^2 \theta_g \mu_g}{k_g p_{atm}} = 25 \times \frac{10^2 \times 0,26 \times (3 \times 10^{-9})}{10^{-11} \times 1013,25} = 192,5 \text{ min}$$

Importante: el caudal no es necesario para la estimación de la duración del ensayo.

Paso 2

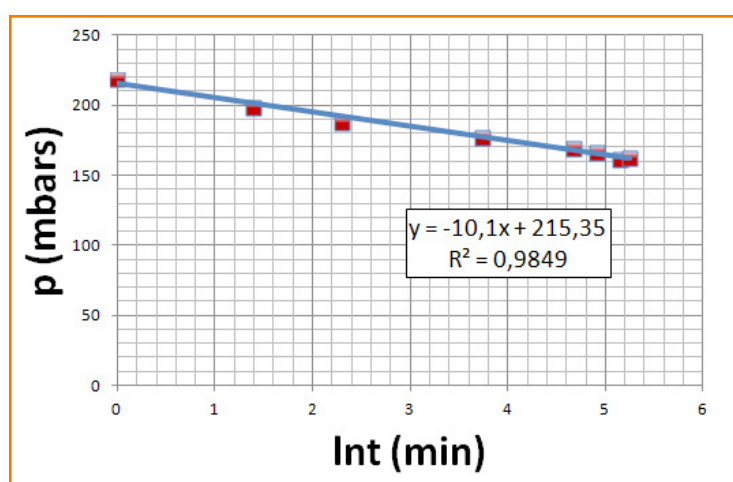
El emplazamiento de estudio dispone de tres pozos con piezómetros en su interior. En el pozo P-A se realiza el vacío y las medidas se toman en el mismo pozo P-A (0 m) y en los pozos P-B (27 m) y P-C (32 m). Por las propiedades del medio, las características del ensayo y la distancia entre los diferentes pozos, solo se han detectado variaciones de presión significativas en el propio P-A. Del ensayo se obtienen los siguientes resultados:

Hora	Hora relativa (min)	Caudal (m ³ /h)	Presión del punto P-A (mbar)	Presión del punto P-B (mbar)	Presión del punto P-C (mbar)
8:50	0	66	219		
8:54	4	63	199		
9:00	10	61	188	-0,3	-0,1
9:32	42	61	178		
10:37	107	65	170		
11:05	135	67	167		
11:43	173	70	162		
12:00	190	69	163		



Paso 3

Como únicamente se dispone de información útil del mismo pozo de vacío (P-A), se utilizarán solo las variaciones de presión detectadas en este pozo. Además, dado que se dispone de información sobre el espesor de la capa y del caudal extraído, se puede proceder a encontrar de manera gráfica la pendiente A de la función $p = A \times \ln t$. Para encontrar la pendiente de la recta, se puede trabajar tanto con presiones medidas (p) como con la variación de estas presiones (p'). No es así si lo que se trata de averiguar es el parámetro B:



Un parámetro R^2 (coeficiente de determinación) muy próximo a 1 indica que la recta de regresión encontrada es buena y, por lo tanto, se puede utilizar la pendiente de la recta ($|A| = 10,1$ mbar).

Paso 4

Como el caudal no ha sido perfectamente constante durante el ensayo, hay que estimarlo obteniendo la media del caudal extraído durante el ensayo ponderando el tiempo:

$$Q_g = \frac{\sum Q_i \cdot t_i}{\sum t_i} = 64,8 \text{ m}^3 / \text{h} = 1,08 \text{ m}^3 / \text{min}$$

Ahora ya únicamente es necesario sustituir todos los parámetros encontrados en la fórmula de la permeabilidad, teniendo en cuenta la consistencia entre las unidades:

$$k_g = \frac{1,08 \times 3 \cdot 10^{-9}}{4 \times \pi \times 1,5 \times 10,1} = 1,7 \times 10^{-11} \text{ m}^2$$



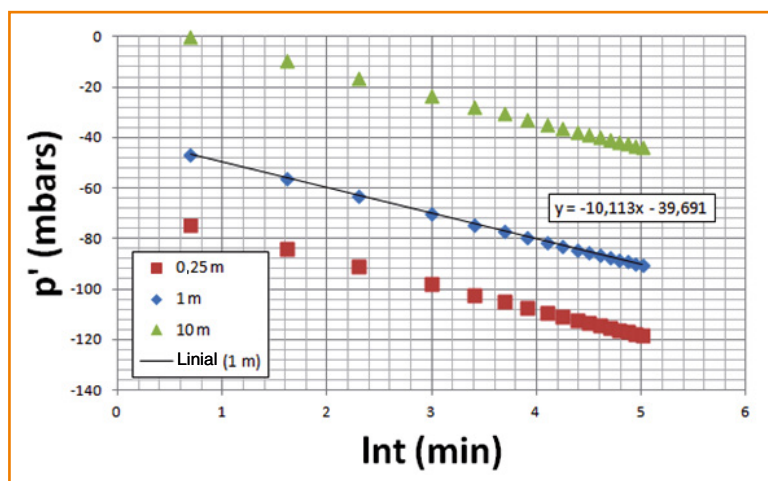
Paso 5

A continuación se pueden calcular los cambios de presión esperados en diferentes puntos, tomando la distancia (r) como incógnita (en la figura, 0,25, 1 y 10 m), u observar la evolución de un mismo punto en el tiempo, tomando el tiempo (t) como incógnita:

$$p' = -\frac{Q_g \mu_g}{4\pi b k_g} \left[-0,5772 + \ln \left(\frac{4k_g p_{atm} t}{r^2 \theta_g \mu_g} \right) \right]$$

$$= -\frac{1,08 \times 1080}{4 \times \pi \times 1,5 \times 1,7 \times 10^{-11}} \left[-0,5772 + \ln \left(\frac{4 \times 1 \times 7 \times 10^{-11} \times 3,65 \times 10^{14} \times t}{0,26 \times 1.080 \times r^2} \right) \right]$$

El descenso de presiones tarda más en producirse a medida que nos alejamos del pozo de extracción. Es fácil ver que la pendiente de la recta obtenida en el paso 3 es la misma que la que se ha obtenido en este último paso.



C-3. Bombeo necesario para contrarrestar un ascenso del nivel freático

La aplicación de un vacío de presión puede provocar un aumento de la superficie freática del acuífero, con lo que se genera la saturación de los niveles contaminados situados inmediatamente por encima de esta superficie, disminuye la permeabilidad y, por lo tanto, se limita la técnica de recuperación por extracción de vapores. Para contrarrestar este efecto en zonas donde el nivel freático es somero, se suele recurrir a la utilización del bombeo.

PASO 1	<p>Calcular el descenso máximo esperado que deberá ser contrarrestado (h_{up}):</p> $h_{up} = \frac{-p'}{\rho_w g}$	<p>p' es la variación de la presión de gas que se produce por el vacío (M/LT²)</p> <p>ρ_w es la densidad de la fase líquida (M/L³)</p> <p>Aunque varía con la temperatura se suele utilizar 998 kg/m³ o directamente 1 g/cm³</p> <p>g es la gravedad</p>
PASO 2	<p>Calcular el radio de influencia (r_{inf}) del bombeo de agua:</p> $r_{inf} = \sqrt{\frac{2,25T't}{S}}$	<p>t es el tiempo con el que se pretende alcanzar el descenso antes de la ejecución del vacío (a menudo se utiliza 1 día)</p> <p>T' es la transmisividad del acuífero (L²/T)</p> <p>S es el coeficiente de almacenamiento del acuífero (-)</p>
PASO 3	<p>Calcular el caudal necesario que hay que bombear:</p> $Q = \frac{2\pi T' h_{up}}{\ln(r_{inf}) - \ln(r)}$	<p>r es la distancia entre el punto de bombeo y el punto donde se pretende medir el descenso (L)</p>

Ejemplo de hoja de cálculo C-3:

se quiere realizar una extracción de vapores en una zona donde el contaminante se sitúa muy próximo al nivel freático. Para evitar que el vacío provoque un ascenso de este nivel, se decide llevar a cabo un bombeo de agua que empiece un día antes de iniciar la extracción de vapores. A partir de un ensayo de bombeo anterior se sabe que la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento del acuífero son 200 m²/día y 0,1, respectivamente. También se sabe que la succión aplicada será de 2.000 kg/m² (19.620 N/m²) y que la distancia entre ambos pozos de extracción es de 0,3 m

Paso 1

En primer lugar se debe calcular el ascenso máximo que se espera que se produzca por la aplicación del vacío. Se supone que no existen gradientes de presión de aire entre el punto donde se realiza el vacío y su proyección sobre el acuífero:

$$h_{up} = \frac{-p'}{\rho_w g} = \frac{-(-19620)}{998 \times 9,81} = 2 \text{ m}$$



Paso 2

A continuación se calcula el radio de influencia del pozo de extracción de agua. Para extraer los parámetros hidráulicos del acuífero debe realizarse un ensayo de bombeo. En caso de que no se pueda disponer de este ensayo se pueden extraer algunos parámetros de la literatura:

$$r_{\text{inf}} = \sqrt{\frac{2,25T't}{s}} = \sqrt{\frac{2,25 \times 200 \times 1}{0,1}} = 67,1 \text{ m}$$

Paso 3

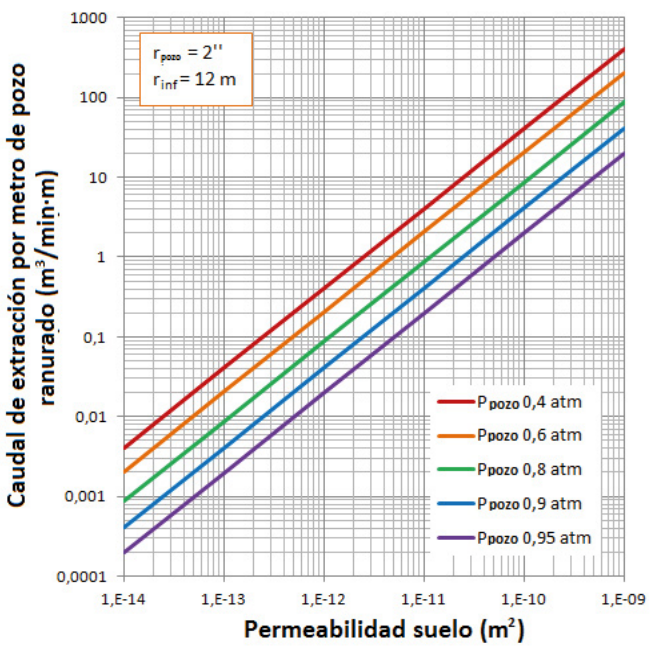
Finalmente, ya se puede calcular el caudal que será necesario bombear para contrarrestar el efecto del ascenso máximo esperado:

$$Q = \frac{2\pi T' h_{up}}{\ln(r_{\text{inf}}) - \ln(r)} = \frac{2\pi \times 200 \times 2}{\ln(67,1) - \ln(0,3)} = 465 \text{ m}^3 / \text{día} = 323 \text{ l} / \text{min}$$

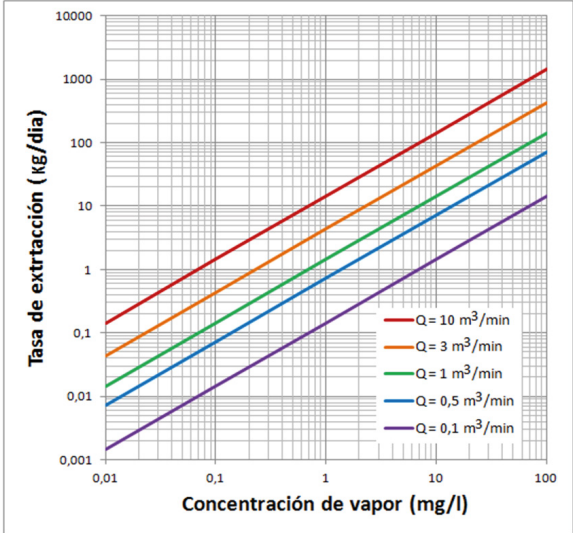
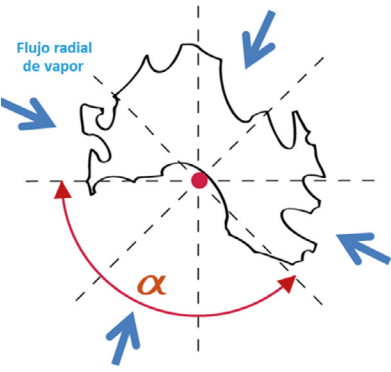


C-4. Cálculo de la tasa de extracción del contaminante: escenario I

Este escenario representa el caso ideal en el que el equilibrio entre el aire y el contaminante se alcanza eficazmente (se considera instantáneo). No hay capas de baja permeabilidad.

PASO 1	<p>Calcular la concentración en equilibrio del gas:</p> $C_{est} = \sum_i \frac{X_i P_i M_{w,i}}{RT}$	<p>X_i es la fracción molar del componente i en la fase NAPL residual</p> <p>P_i es la presión de vapor del componente puro (M/LT²) a la temperatura T (T) (en kelvins)</p> <p>$M_{w,i}$ es el peso molecular (M/mol)</p> <p>R es la constante universal de los gases (0,082 atm·l/mol·K)</p>
PASO 2	<p>Calcular el caudal de extracción de vapor:</p> $Q_g = H_v \pi \frac{k_g}{\mu_g} \frac{p_{pozo} \left[1 - \left(\frac{p_{atm}}{p_{pozo}} \right)^2 \right]}{\ln \left(\frac{r_{pozo}}{r_{inf}} \right)}$ <p>O según la figura siguiente, donde se obtiene el caudal de extracción estacionario de vapor (por unidad de ranurado de pozo):</p>	<p>H_v es la potencia de la zona ranurada</p> <p>r_{inf} es el radio de influencia del pozo (L). Se puede calcular mediante la hoja de cálculo C-1</p> <p>p_{pozo} es la presión medida en el mismo pozo (M/LT²)</p> <p>Q_g es el caudal resultante (L³/T)</p>
		



PASO 3	<p>Calcular la tasa de extracción del contaminante (R_{est}) a partir de la ecuación o estimarla a partir del gráfico:</p> $R_{est} = (1 - \delta) Q_g C_{est}$	<p>δ (0-1) es la fracción de vapor que no pasa a través del contaminante:</p> $\delta = \frac{\alpha}{2\pi}$ <p>En la imagen, $\delta = \frac{3/4\pi}{2\pi} = \frac{3}{8} \cdot \delta = 0$ representa el caso homogéneo</p>
		
PASO 4	<p>Calcular el tiempo necesario para extraer una determinada fracción de contaminante:</p> $X_{rec} = \frac{M_{ext}}{M_0}$ $t_{ext} = \frac{X_{rec} M_0}{R_{est}}$	<p>X_{rec} es la fracción másica objetivo de la extracción</p>



Ejemplo de hoja de cálculo C-4:

debe calcularse la velocidad de eliminación esperada en un caso de contaminación de 100 kg de una mezcla de contaminantes compuesta por cloruro de bencilo ($x_i = 0,6$) y bromuro de fenilo ($x_i = 0,4$). Se dispone de muy poca información en cuanto a la distribución del contaminante en el suelo y, por ello, es conveniente utilizar un modelo sencillo. Se sabe que el emplazamiento está conformado por unas arenas medianas de 2 m de potencia, que presentan una permeabilidad de $2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$.

Paso 1

A falta de más información, primero se debe obtener la presión de vapor de los compuestos químicos en estado puro y el peso molecular de estos compuestos a partir de las tablas A-2 y A-1 del anexo II (teniendo en cuenta las unidades), respectivamente. Recordemos que la constante universal de los gases es $0,082 \text{ atm} \cdot \text{l} / \text{mol} \cdot \text{K}$ y la temperatura de referencia considerada en este caso es $293,15 \text{ K}$. Las presiones de saturación son de $0,00118$ y $0,00434 \text{ atm}$, y los pesos moleculares son 126.590 y 157.010 mg/mol . Cabe recordar, también, que siempre se trabaja con fracciones molares en vez de partes de volumen, para evitar los efectos de la temperatura y la presión sobre las proporciones.

$$= \sum_i \frac{X_i P_i M_{w,i}}{RT} = \frac{0,6 \times 0,00118 \times 126.590}{0,082 \times 293,15} + \frac{0,4 \times 0,00434 \times 157.010}{0,082 \times 293,15} = 15,07 \text{ mg / l}$$



Paso 2

A continuación, es necesario averiguar el caudal de extracción de gas para conocer la cantidad de aire que se acabará extrayendo del suelo por unidad de tiempo. Se sabe que la viscosidad del aire es $1,8 \cdot 10^{-4}$ g/cm·s, la presión atmosférica es de $1,013 \cdot 10^6$ g/cm·s² y que la permeabilidad del terreno es de $1 \cdot 10^{-7}$ cm². La zona ranurada del pozo tiene una longitud de 200 cm y un diámetro de 5,1 cm. Se ha comprobado que la determinación del radio de influencia en este tipo de problemas no es muy importante, ya que está muy acotada en comparación con la determinación de la permeabilidad, que presenta una gran incertidumbre. El radio de influencia se opta por definirlo en 1.200 cm. Finalmente, se espera que el vacío provoque un descenso de la presión en el punto de bombeo de hasta $7 \cdot 10^5$ g/cm·s².

$$Q_g = H_r \pi \frac{k_g}{\mu_g} \frac{p_{\text{pozo}} \left[1 - \left(\frac{p_{\text{atm}}}{p_{\text{pozo}}} \right)^2 \right]}{\ln \left(\frac{r_{\text{pozo}}}{r_{\text{inf}}} \right)}$$

$$= 200 \times \pi \frac{1 \times 10^{-7}}{1,8 \times 10^{-4}} \frac{7 \times 10^5 \left[1 - \left(\frac{1,013 \times 10^6}{7 \times 10^5} \right)^2 \right]}{\ln \left(\frac{5,1}{1200} \right)} = 4,9 \times 10^4 \text{ cm}^3 / \text{s} = 2.937 \text{ l} / \text{min}$$

Se sigue con un análisis de sensibilidad realizando el mismo cálculo, pero ahora utilizando dos radios de influencia tan diferentes como son 2.500 y 700 cm. El caudal de gas obtenido es de 2.590 y 3.259 l/min, respectivamente, lo que representa menos de un 12 % de variación respecto a la primera estimación ($r_{\text{inf}} = 12 \text{ m}$). Así, se ha podido comprobar que el radio de influencia afecta muy ligeramente, sobre todo si tenemos en cuenta que la incertidumbre y la variabilidad de la permeabilidad del medio todavía enmascararán más este error.

Paso 3

Finalmente, ya solo falta sustituir los valores obtenidos anteriormente en la fórmula para calcular el flujo másico. En cuanto al valor de δ , se considerará igual a 0,4. Es fácil ver que es un parámetro tan importante que si se opta por otro factor de forma, como, por ejemplo, de valor 0, la velocidad de eliminación de contaminante se multiplica casi por dos:

$$R_{\text{est}} = (1 - \delta) Q_g C_{\text{est}} = 0,6 \times 2.937 \times 15,07 = 2,7 \times 10^4 \text{ mg} / \text{min} = 38,24 \text{ kg} / \text{día}$$



Paso 4

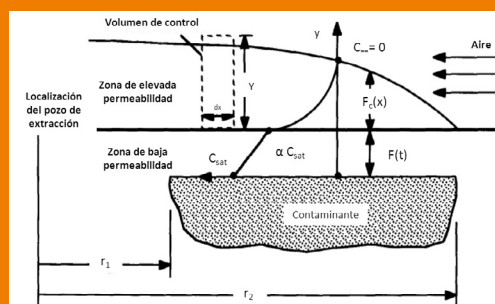
Como este escenario no prevé una disminución de la tasa de extracción en el tiempo, es fácil calcular el tiempo necesario para conseguir cierto grado de restauración. Si se pretende recuperar, por ejemplo, un 90 % de un total estimado de 100 kg:

$$t_{ext} = \frac{X_{rec} M_0}{R_{est}} = \frac{0,9 \times 100}{63,74} = 2,4 \text{ días}$$



C-5. Cálculo de la tasa de extracción del contaminante: escenario II

Este escenario representa el caso donde el contaminante líquido está emplazado totalmente en un nivel poco permeable a tiempo cero, pero rodeado de niveles mucho más porosos. Sin embargo, en el tiempo, la interfaz va reculando hacia el nivel poco permeable y el proceso limitante es la difusión.



PASO 1	<p>Calcular el coeficiente convectivo de transferencia de masa, λ:</p> $\lambda = \frac{3}{4} \left(\frac{Q_g D_p}{H' \pi (r_2^2 - r_1^2)} \right)^{1/2}$	<p>D_p es el coeficiente de difusión efectivo de gas en la zona de alta permeabilidad (L^2/T)</p> <p>Q_g es el caudal de gas bombeado (L^3/T)</p> <p>H' es la potencia de la zona de alta permeabilidad (L)</p> <p>$r_1 < r < r_2$ define la región donde se encuentra el contaminante (L)</p>
PASO 2	<p>Calcular el parámetro auxiliar E':</p> $E' = \frac{9 C_{sat} D_p (1 - \delta)}{8 \lambda H'}$	<p>C_{sat} es la concentración de equilibrio de la fase gas en la superficie de evaporación (M/L^3)</p> <p>δ es la fracción de vapor que no pasa a través del contaminante (hoja de cálculo C-4)</p>
PASO 3	<p>Calcular el tiempo característico del proceso de extracción del contaminante, τ:</p> $\tau = \frac{M_0 D_i}{2 \pi C_{sat} b (1 - \delta) (r_2^2 - r_1^2) \lambda^2}$	<p>b es el espesor de la zona contaminada (L)</p> <p>M_0 es la masa inicial de contaminante (M)</p> <p>D_i es el coeficiente de difusión efectivo de gas en la zona de baja permeabilidad (L^2/T)</p>
PASO 4	<p>Calcular la concentración estimada en el tiempo según la solución de Lo y Udell (1991):</p> $C_{ext}(t) = \frac{E'}{\sqrt{1 + t/\tau}}$	
PASO 5	<p>Calcular la tasa de eliminación del contaminante estimada:</p> $R_{est} = Q_g C_{ext}(t)$	
PASO 6a	<p>Calcular el tiempo necesario para extraer una determinada fracción de contaminante:</p> $t_{ext} = \tau \left(\frac{X_{rec} M_0}{2 \tau Q_g E'} + 1 \right)^2 - \tau$	<p>X_{rec} es la fracción másica objetivo de la extracción</p>



PASO 6b	<p>Calcular la fracción másica extraída para un tiempo determinado:</p> $X_{rec} = \frac{M_{ext}}{M_0} X$ $M_{ext} = 2\tau Q_g E' \left(\sqrt{1 + \frac{t_{ext}}{\tau}} - 1 \right)$	<p>M_{ext} es la masa extraída en un tiempo determinado</p>
---------	---	--

Ejemplo de hoja de cálculo C-5:

hay que calcular la velocidad de eliminación esperada en un caso de contaminación localizada en un estrato de arena fina de 2 m de potencia, dispuesto de forma subyacente a un nivel más permeable de 4 m de potencia. Se estima que el foco de la contaminación que se ha detectado se encuentra distribuido en torno al pozo, en un radio de 5 m a lo largo del estrato menos permeable, y que la masa total de contaminante ronda los 100 kg. El contaminante presenta un coeficiente de difusión efectivo de $1 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{h}$ en el estrato más permeable y de $3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{h}$ en el más fino. Se ha planteado una extracción de vapores con un pozo de extracción ranurado a lo largo de todo el estrato permeable con un caudal de bombeo de $200 \text{ m}^3/\text{h}$.

Paso 1

Hay que calcular el coeficiente convectivo de transferencia de masa, que indica la facilidad con la que se produce el flujo de aire a través de las capas más permeables, no saturadas y, a priori, libres de contaminación. La dificultad de este primer paso reside en conocer o calcular el caudal de extracción de gas y el coeficiente de difusión efectivo del gas en la zona de alta permeabilidad. Para efectuar estos cálculos se pueden utilizar las hojas de cálculo C-4 y B-3:

$$\lambda = \frac{3}{4} \left(\frac{Q_g D_p}{H' \pi (r_2^2 - r_1^2)} \right)^{1/2} = \frac{3}{4} \times \left(\frac{200 \times 10^{-3}}{4 \times \pi (5^2 - 0^2)} \right)^{1/2} = 0,0189 \text{ m/h}$$

Paso 2

Para simplificar la notación a partir de este momento es conveniente utilizar el parámetro auxiliar E' :

$$E' = \frac{9 C_{sat} D_p (1 - \delta)}{8 \lambda H'} = \frac{9 \times 2000 \times 10^{-3} \times (1 - 0)}{8 \times 0,0189 \times 4} = 29,73 \text{ mg/m}^3$$



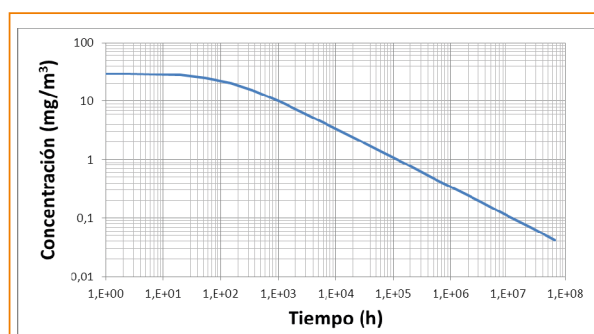
Paso 3

Teniendo en cuenta que la concentración saturada es de 2.000 mg/m³, se puede calcular el parámetro auxiliar τ , que representa el tiempo característico del proceso de extracción del contaminante. Cuanto mayor sea el tiempo característico, más tiempo se necesitará para extraer el contaminante retenido en el subsuelo:

$$\tau = \frac{M_0 D_i}{2\pi C_{sat} b (1 - \delta) (r_2^2 - r_1^2) \lambda^2} = \frac{1 \times 10^8 \times 3 \times 10^{-4}}{2\pi \times 2.000 \times 2 \times (1 - 0) \times (5^2 - 0^2) \times 0,0189^2} = 134 \text{ h}$$

Paso 4

La concentración estimada dependerá en gran medida del tiempo, ya que el contaminante sufre una retracción hacia la zona de baja permeabilidad a medida que el suelo se va recuperando y, por lo tanto, el flujo difusivo a través de la zona poco permeable va ganando peso frente al advectivo:

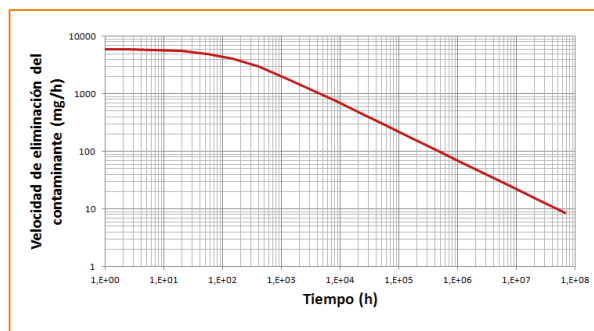


$$C_{ext}(t) = \frac{E'}{\sqrt{1 + t/\tau}} = \frac{29,76}{\sqrt{1 + t/134}} \text{ mg/m}^3$$

Paso 5

En cuanto al problema en sí, solo queda calcular la velocidad estimada con la que se extrae el contaminante. Así, análogamente al paso anterior y con la siguiente fórmula se obtiene:

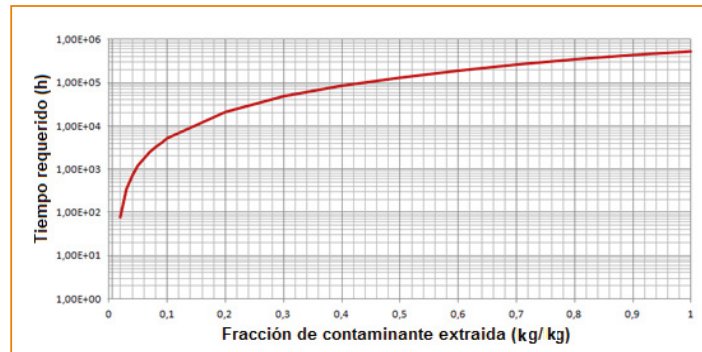
$$R_{est} = 200 \times C_{est}(t)$$



Paso 6

Finalmente, utilizando la ecuación de la tasa de extracción integrada en el tiempo, se puede calcular el tiempo necesario para conseguir un grado de restauración determinado. Este último se define como la cantidad de masa recuperada sobre la masa total:

$$t_{ext} = \tau \left(\frac{X_{rec} M_0}{2\tau Q_g E'} + 1 \right)^2 - \tau = 133,67 \left(\frac{X_{rec} \times 1 \times 10^8}{2 \times 134 \times 200 \times 29,73} + 1 \right)^2 - 133,67$$



Utilizando los valores proporcionados por el gráfico se puede ver fácilmente que si se pretende recuperar el 80 % del contaminante utilizando solo un pozo de extracción se tardará aproximadamente 250.000 h, unos 28 años.



C-6. Cálculo del número de pozos de extracción

El objetivo de la técnica de extracción de vapores se basa en lograr satisfacer cierta tasa de extracción del contaminante a lo largo de toda la zona afectada. Para ello, se debe determinar el número de pozos de extracción que hay que utilizar, enfocando el problema de diferentes maneras. Finalmente, se tiene que utilizar el número máximo de pozos obtenido a partir de las tres estimaciones utilizadas.

PASO 0	Estudiar exhaustivamente todos los informes referentes a la caracterización del problema que hay que tratar	
PASO 1	Calcular la masa extraída en un tiempo aceptable una vez se ha escogido el escenario más conveniente	Utilizar las hojas de cálculo C-4 o C-5
PASO 2: Estimación I	Calcular el número de pozos necesarios para alcanzar cierta tasa de restauración aceptable (cantidad de contaminante extraído durante todo el proceso): $N_{\text{pozos1}} \geq \frac{X_{\text{acc}} M_0}{M_{\text{ext}}}$	X_{acc} es la fracción másica de extracción fijada como objetivo. Es la mínima aceptable
PASO 3	Calcular el radio de influencia de los pozos	Utilizar la hoja de cálculo C-1
PASO 4: Estimación II	Estimar el número mínimo de pozos necesarios para tratar toda la zona contaminada: $N_{\text{pozos2}} \geq \frac{A_{\text{af}}}{\pi r_{\text{inf}}^2}$	A_{af} es el área total afectada por la contaminación
PASO 5	Determinar el número de pozos necesarios como el máximo obtenido por las dos estimaciones efectuadas anteriormente: $N_{\text{pozos}} = \max \{N_{\text{pozos1}}, N_{\text{pozos2}}\}$	
PASO 6	Hay que asegurarse de que el área de influencia de los pozos distribuidos en el terreno es capaz de cubrir el área afectada en su totalidad	

Ejemplo de hoja de cálculo C-6:

en 500 días se pretende restaurar un suelo próximo a una antigua fábrica abandonada. La cantidad de kilogramos de contaminante que se quieren recuperar con la extracción ronda los 300 kg. La zona afectada ocupa un total de 1.300 m².

Paso 1

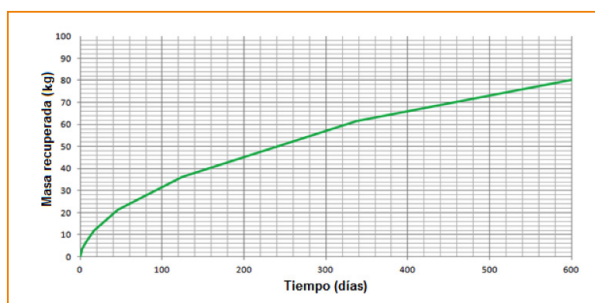
Teniendo en cuenta toda la información disponible en cuanto a la geología y la disposición del contaminante, se ha considerado que el escenario que se adecua mejor al caso de estudio en cuestión es el número 2.



Paso 2

Como se ha estimado que la cantidad de contaminante que hay que extraer para cumplir una tasa de extracción determinada tiene que ser de 300 kg, se puede calcular el número de pozos que habrá que utilizar para poder cumplir la primera condición. Mediante la hoja de cálculo C-5 se ha obtenido que a lo largo de 500 días se habrán recuperado un total de 72 kg por pozo. Se puede utilizar directamente la siguiente ecuación, pero en este caso se ha representado directamente el gráfico para tener una idea más global de cómo evoluciona la masa recuperada en el tiempo:

$$M_{ext} = 2\tau Q_g E' \left(\sqrt{1 + \frac{t_{ext}}{\tau}} - 1 \right)$$



$$N_{pozos1} \geq \frac{X_{acc} M_0}{M_{ext}} = \frac{300}{72} = 4,2$$

Y por lo tanto: $N_{pozos1} = 5$ pozos

Pasos 3 y 4

Sabiendo que el radio de influencia de los pozos es de 10 m, se puede continuar con la segunda estimación para averiguar cuántos pozos son necesarios para cubrir toda la extensión contaminada:

$$N_{pozos2} \geq \frac{A_{af}}{\pi r_{inf}^2} = \frac{1.300}{\pi \times 10^2} = 4,14$$

Y, por lo tanto, otra vez: $N_{pozos2} = 5$ pozos

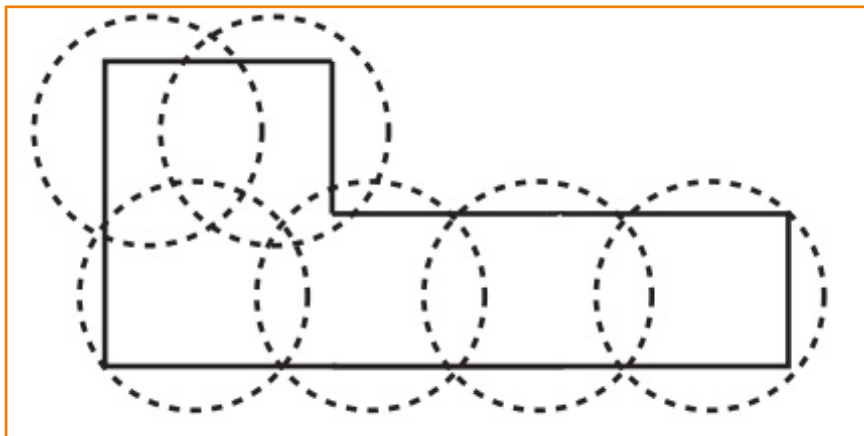
Paso 5

A continuación, se puede determinar el número de pozos necesarios a partir de considerar el valor máximo obtenido por las dos estimaciones realizadas:

$$N_{pozos} = \max\{N_{pozos1}, N_{pozos2}\} = \max\{5, 5\} = 5 \text{ pozos}$$



Por último, hay que realizar la distribución de los pozos de forma que cubra la totalidad de la superficie por tratar. En la siguiente imagen se puede apreciar que, en este ejemplo en concreto, habrá que aumentar el número de pozos necesarios para no dejar aparentemente ninguna zona sin tratar. Se puede ver que finalmente son necesarios seis pozos de extracción:



ANEXO

TABLA DE
PROPIEDADES**Tabla A-1. Fórmula, peso molecular, densidad y viscosidad**

Compuesto químico	Sinónimo	Fórmula empírica	Peso molecular (g/mol)	Densidad específica (g/cm ³)	Viscosidad absoluta (cP)
Anilina	Bencenamina	C ₆ H ₇ N	93,13	1,022	4,40
o-Anisidina	2-Meloxibencenamina	C ₇ H ₉ NO	123,15	1,092	
Alcohol de bencilo	Bencenometanol	C ₇ H ₈ O	108,14	1,045	7,76
Cloruro de bencilo	Clorometilbenceno	C ₇ H ₇ Cl	126,59	1,100	
Bis(2-cloroetil) éter	Bis(-cloroetil) éter	C ₄ H ₈ Cl ₂ O	143,01	1,220	2,14
Bis(2-cloroisopropil) éter	Bis(-cloroisopropil) éter	C ₆ H ₁₂ Cl ₂ O	171,07	1,103	
Bromobenceno	Bromuro de fenilo	C ₆ H ₅ Br	157,01	1,495	0,99
Bromoclorometano	Clorobromometano	CH ₂ BrCl	129,39	1,934	0,57
Bromodiclorometano	Diclorobromometano	CHBrCl ₂	163,83	1,980	1,71
Bromoetano	Bromuro de etilo	C ₂ H ₅ Br	108,97	1,460	0,418
Bromoformo	Tribromometano	CHBr ₃	252,73	2,890	2,02
Ftalato de butil bencilo	BBP	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	312,37	1,120	
Disulfuro de carbono	Bisulfuro de carbono	CS ₂	76,13	1,263	0,37
Tetracloruro de carbono	Tetraclorometano	CCl ₄	153,82	1,594	0,97
Clorobenceno	Cloruro de benceno	C ₆ H ₅ Cl	112,56	1,106	0,80
2-Cloroetil vinil éter	(2-Cloroetoxi) eteno	C ₄ H ₇ ClO	106,55	1,048	
Cloroformo	Triclorometano	CHCl ₃	119,38	1,483	0,58
1-Cloro-1-nitropropano	Cloronitropropano	C ₃ H ₆ ClNO ₂	123,54	1,209	
2-Clorofenol	o-Clorofenol	C ₆ H ₅ ClO	128,56	1,263	2,25
Fenil-4-clorofenil éter	p-Clorodifenil éter	C ₁₂ H ₉ ClO	204,66	1,203	
Cloropicrina	Tricloronitrometano	CCl ₃ NO ₂	164,38	1,656	
m-Clorotolueno		C ₆ H ₄ CH ₃ Cl	126,59	1,072	0,75
o-Clorotolueno	2-Cloro-1-metilbenceno	C ₆ H ₄ CH ₃ Cl	126,58	1,082	0,75



Compuesto químico	Sinónimo	Fórmula empírica	Peso molecular (g/mol)	Densidad específica (g/cm ³)	Viscosidad absoluta (cP)
p-Clorotolueno		C ₆ H ₄ CH ₃ Cl	126,59	1,066	
Dibromoclorometano	Clorodibromometano	CHBr ₂ Cl	208,28	2,451	
1,2-Dibromo-3-cloropropano	DPCP	C ₃ H ₅ Br ₂ Cl	236,36	2,050	
Dibromodifluorometano	Freón 12-B2	CBr ₂ F ₂	209,82	2,297	
Dibutil ftalato	Dibutil-n-ftalato; DBP	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278,35	1,046	20,30
1,2-Diclorobenceno	o-Diclorobenceno	C ₆ H ₄ Cl ₂	147,00	1,305	1,32
1,3-Diclorobenceno	m-Diclorobenceno	C ₆ H ₄ Cl ₂	147,00	1,288	1,04
1,1-Dicloroetano	1,1-DCA	C ₂ H ₄ Cl ₂	98,96	1,176	0,44
1,2-Dicloroetano	Dicloruro de etilo; 1,2-DCA	C ₂ H ₄ Cl ₂	98,96	1,235	0,80
1,1-Dicloroetileno	1,1-DCE	C ₂ H ₂ Cl ₂	96,94	1,218	0,36
trans-1,2-Dicloroetileno	trans-1, 2-DCE	C ₂ H ₂ Cl ₂	96,94	1,257	0,40
1,2-Dicloropropano	Dicloruro de propileno	C ₃ H ₆ Cl ₂	112,99	1,560	0,86
cis-1,3-Dicloropropeno	cis-1,3-Dicloropropileno	C ₃ H ₄ Cl ₂	110,97	1,224	
trans-1, 3-Dicloropropeno	trans-1, 3-Dicloropropileno	C ₃ H ₄ Cl ₂	110,97	1,182	
Diclorvos	DDVP	C ₄ H ₇ Cl ₂ O ₄ P	220,98	1,415	
Dietil ftalato	DEP	C ₁₂ H ₁₄ O ₄	222,24	1,118	35,00
Dimetil ftalato	DMP	C ₁₀ H ₁₀ O ₄	194,19	1,191	17,20
Dibromuro de etileno	1,2-Dibromoetano; EDB	C ₂ H ₄ Br ₂	187,86	2,179	1,72
Hexaclorobutadieno	HCBD	C ₄ Cl ₆	260,76	1,554	2,45
Hexaclorociclopentadieno	HCCPD	C ₅ Cl ₆	272,77	1,702	
Yodometano	Yoduro de metilo	CH ₃ I	141,94	2,279	0,52
1-Yodopropano	Yoduro de propilo	C ₃ H ₇ I	169,99	1,749	0,84
Malatión		C ₁₀ H ₁₉ O ₆ PS ₂	330,36	1,230	
Cloruro de metileno	Diclorometano	CH ₂ Cl ₂	84,93	1,327	0,43
Nitrobenceno	Nitrobenzol	C ₆ H ₅ NO ₂	123,11	1,204	2,01
Nitroetano	UN2842	C ₂ H ₅ NO ₂	75,07	1,045	0,66
1-Nitropropano	UN2608	C ₃ H ₇ NO ₂	89,09	1,008	0,80
2-Nitrotolueno	1-Metil-2-nitrobenceno	C ₇ H ₇ NO ₂	137,14	1,163	2,37
3-Nitrotolueno	1-Metil-3-nitrobenceno	C ₇ H ₇ NO ₂	137,14	1,157	
Paratión	Etil paratión	C ₁₀ H ₁₄ NO ₅ PS	291,27	1,260	
PCB-1016	Aroclor 1016	varias	257,90	1,330	19,3



Compuesto químico	Sinónimo	Fórmula empírica	Peso molecular (g/mol)	Densidad específica (g/cm ³)	Viscosidad absoluta (cP)
PCB-1221	Aroclor 1221	varias	192,00	1,180	4,8
PCB-1232	Aroclor 1232	varias	221,00	1,240	8,2
PCB-1242	Aroclor 1242	varias	261,00	1,392	24
PCB-1248	Aroclor 1248	varias	288,00	1,410	65
PCB-1254	Aroclor 1254	varias	327,00	1,505	700
Pentacloroetano	Pentacloruro de etano	C ₂ HCl ₅	202,28	1,680	2,75
1,1,2,2-Tetrabromoetano	Tetrabromuro de acetileno	C ₂ H ₂ Br ₄	345,65	2,875	9,79
1,1,2,2-Tetracloroetano	Tetracloruro de acetileno	C ₂ H ₂ Cl ₄	167,85	1,595	1,75
Tetracloroetileno	Percloroetileno; PCE	C ₂ Cl ₄	165,83	1,623	0,89
Tiofeno	Tiaciclopentadieno	C ₄ H ₄ S	84,14	1,065	0,65
1,2,4-Triclorobenceno	1,2,4-TCB	C ₆ H ₃ Cl ₃	181,45	1,454	1,42
1,1,1-Tricloroetano	Cloroformo de metilo; 1,1,1-TCA	C ₂ H ₃ Cl ₃	133,40	1,339	1,20
1,1,2-Tricloroetano	1,1,2-TCA	C ₂ H ₃ Cl ₃	133,40	1,440	0,12
Tricloroetileno	TCE	C ₂ HCl ₃	131,39	1,464	0,57
1,1,2-Triclorofluorometano	Freón 11	CCl ₃ F	137,37	1,487	0,42
1,2,3-Tricloropropano	Tricloruro de alilo	C ₃ H ₃ Cl ₃	147,43	1,389	
1,1,2-Triclorotrifluoroetano	Freón 113	C ₂ Cl ₃ F ₃	187,38	1,564	
Fosfato de tricresilo	TCP	C ₂₁ H ₂₁ O ₄ P	368,37	1,955	80,00
Agua	Hielo	H ₂ O	18,02	1,000	1,00



Tabla A-2. Solubilidad, presión de vapor y constante de Henry

DNAPL	Temperatura de ebullición (°C)	Solubilidad acuosa (mg/l)	Presión de vapor (mm Hg)	Constante de Henry (atm·m ³ /mol)
Anilina	184	3,50E+04	3,00E-01	1,36E-01
o-Anisidina	224	1,30E+04	< 0,1	1,25E-06
Alcohol de bencilo	205	3,50E+04	< 1	1,38E-05
Cloruro de bencilo	179	4,93E+02	9,00E-01	3,04E-04
Bis(2-cloroetil) éter	179	1,02E+04	7,10E-01	1,30E-05
Bis(2-cloroisopropil) éter	187	1,70E+03	8,50E-01	1,10E-04
Bromobenceno	156	5,00E+02	3,30E+00	2,40E-03
Bromoclorometano	68	1,67E+04	1,41E+00	1,44E-03
Bromodiclorometano	90	4,50E+03	5,00E+01	2,12E-04
Bromoetano	38	9,14E+03	3,75E+02	7,56E-03
Bromoformo	149	3,01E+03	4,00E+00	5,32E-04
Ftalato de butil bencilo	370	2,82E+00	8,60E-06	1,30E-06
Disulfuro de carbono	46	2,10E+03	2,98E+02	1,33E-02
Tetracloruro de carbono	77	8,00E+02	9,00E+01	3,02E-02
Clorobenceno	132	5,00E+02	9,00E+00	4,45E-03
2-Cloroetil vinil éter	108	1,50E+04	2,68E+01	2,50E-04
Cloroformo	62	8,00E+03	1,60E+02	3,20E-03
1-Cloro-1-nitropropano	142	6,00E+00	5,80E+00	1,57E-01
2-Clorofenol	175	2,85E+04	1,42E+00	8,28E-06
Fenil-4-Clorofenil éter	284	3,30E+00	2,70E-03	2,20E-04
Cloropicrina	112	2,00E+03	2,00E+01	8,40E-02
m-Clorotolueno	160	4,80E+01	4,60E+00	1,60E-02
o-Clorotolueno	159	7,20E+01	2,70E+00	6,25E-03
p-Clorotolueno	162	4,40E+01	4,50E+00	1,70E-02
Dibromoclorometano	117	4,00E+03	7,60E+01	9,90E-04
1,2-Dibromo-3-cloropropano	196	1,00E+03	8,00E-01	2,49E-04
Dibromodifluorometano	23	insoluble	6,88E+02	
Dibutil ftalato	335	1,01E+01	1,40E-05	6,30E-05
1,2-Diclorobenceno	180	1,00E+02	1,00E+00	1,90E-03
1,3-Diclorobenceno	173	1,11E+02	2,30E+00	3,60E-03
1,1-Dicloroetano	56	5,50E+03	1,82E+02	4,30E-03
1,2-Dicloroetano	83	8,69E+03	6,40E+01	9,10E-04
1,1-Dicloroetileno	37	4,00E+02	4,95E+02	2,10E-02



DNAPL	Temperatura de ebullició (°C)	Solubilitat acuosa (mg/l)	Presión de vapor (mm Hg)	Constante de Henry (atm·m ³ /mol)
trans-1,2-Dicloroetileno	47	6,00E+02	2,65E+02	3,84E-01
1,2-Dicloropropano	96	2,70E+03	4,20E+01	2,30E-03
cis-1,3-Dicloropropeno	104	2,70E+03	2,50E+01	1,30E-03
trans-1,3-Dicloropropeno	112	2,80E+03	2,50E+01	1,30E-03
Diclorvos		1,00E+04	1,20E-02	5,00E-03
Dietil ftalato	298	9,28E+02	1,65E-03	8,46E-07
Dimetil ftalato	283	4,29E+03	1,65E-03	4,20E-07
Dibromuro de etileno	131	4,32E+03	1,10E+01	7,06E-04
Hexaclorobutadieno	215	2,55E+00	1,50E-01	2,60E-02
Hexaclorociclopentadieno	237	1,10E+00	8,10E-02	1,60E-02
Yodometano	42,4	1,40E+04	3,75E+02	5,48E-03
1-Yodopropano	102	1,06E+03	4,00E+01	9,09E-03
Malatión	156	1,45E+02	1,25E-06	4,89E-09
Cloruro de metileno	40	2,00E+04	3,49E+02	2,00E-03
Nitrobenceno	211	1,90E+03	1,50E-01	2,45E-05
Nitroetano	115	4,50E+04	1,56E+01	4,66E-05
1-Nitropropano	130	1,40E+04	7,50E+00	8,68E-05
2-Nitrotolueno	222	6,00E+02	1,50E-01	4,51E-05
3-Nitrotolueno	233	5,00E+02	1,50E-01	5,41E-05
Paratión	375	1,20E+01	4,00E-04	8,56E-08
PCB-1016	325	2,30E-01	4,00E-04	8,18E-03
PCB-1221	275	5,90E-01	6,70E-03	3,24E-04
PCB-1232	290	1,45E+00	4,60E-03	4,64E+00
PCB-1242	325	2,00E-01	1,00E-03	5,60E-04
PCB-1248	340	5,00E-02	4,94E-04	3,50E-03
PCB-1254	365	5,00E-02	6,00E-05	2,70E-03
Pentacloroetano	159	5,00E+02	3,20E+00	2,45E-03
1,1,2,2-Tetrabromoetano	239	7,00E+02	1,00E-01	6,40E-05
1,1,2,2-Tetracloroetano	146	2,90E+03	5,00E+00	3,80E-04
Tetracloroetileno	121	1,50E+02	1,40E+01	1,53E-02
Tiofeno	84	3,60E+03	6,00E+01	2,93E-03
1,2,4-Triclorobenceno	210	1,90E+01	4,00E-01	2,32E-03
1,1,1-Tricloroetano	74	1,36E+03	1,00E+02	1,80E-02
1,1,2-Tricloroetano	114	4,50E+03	1,90E+01	7,40E-04



DNAPL	Temperatura de ebullició (°C)	Solubilitat acuosa (mg/l)	Presión de vapor (mm Hg)	Constante de Henry (atm·m ³ /mol)
Tricloroetileno	87	1,10E+03	5,78E+01	9,10E-03
1,1,2-Triclorofluorometano	24	1,10E+03	6,87E+02	1,10E-01
1,2,3-Tricloropropano	157	1,75E+03	3,10E+00	3,18E-04
1,1,2-Triclorotrifluoroetano	48	2,00E+02	2,84E+02	3,33E-01
Fosfato de tricresilo	410	3,00E-01	6,00E-07	3,30E-05
Agua	100		1,75E+01	



Tabla A-3. Adsorción, densidad de vapor y tensión interfacial

DNAPL	Log K_{oc} (ml/g)	Log K_{ow}	Densidad de vapor (g/l)	Densidad relativa de vapor	Tensión interfacial DNAPL-agua (dina/cm)	Tensión superficial (dina/cm)
Anilina	1,41	0,90	3,81	1,001	5,8	42,9
o-Anisidina	1,18	0,95	5,03			
Alcohol de bencilo	1,98	1,10	4,42			
Cloruro de bencilo	2,28	2,30	5,17	1,004		
Bis(2-cloroetil) éter	1,15	1,58	5,84	1,004		37,9
Bis(2-cloroisopropil) éter	1,79	2,58	6,99	1,006		
Bromobenceno	2,33	3,01	6,42	1,019	39,8	35,8
Bromoclorometano	1,43	1,41	5,29	1,006		33,3
Bromodiclorometano	1,79	1,88	6,70	1,309		
Bromoetano	2,67	1,57	4,05	2,377		24,5
Bromoformo	2,45	2,30	10,33	1,041		45,5
Ftalato de butil bencilo	2,32	4,78	12,76	1,000		
Disulfuro de carbono	2,47	1,84	3,11	1,646	48,4	32,3
Tetracloruro de carbono	2,64	2,83	6,29	1,515	45,0	27,0
Clorobenceno	1,68	2,84	4,60	1,035	37,4	33,2
2-Cloroetil vinil éter	0,82	1,28	4,36	1,095		
Cloroformo	1,64	1,95	4,88	1,664	32,8	27,2
1-Cloro-1-nitropropano	334	4,25	5,05	1,025		
2-Clorofenol	2,56	2,16	5,25	1,006		40,3
Fenil-4-clorofenil éter	3,60	4,08	8,36	1,000		
Cloropicrina	0,82	1,03	6,72	1,124		
m-Clorotolueno	3,08	3,28		1,021		32,8
o-Clorotolueno	3,20	3,42		1,012		32,9
p-Clorotolueno	3,08	3,3		1,020		34,6
Dibromoclorometano	1,92	2,08	8,51	1,624		
1,2-Dibromo-3-cloropropano	2,11	2,63	9,66	1,008		
Dibromodifluorometano			8,58	6,701		
Dibutil ftalato	3,14	4,57	11,38	1,000		33,4
1,2-Diclorobenceno	2,27	3,40	6,01	1,005	40,0	37,0
1,3-Diclorobenceno	2,23	3,38	6,01	1,012		33,2
1,1-Dicloroetano	1,48	1,78	4,04	1,585		24,8
1,2-Dicloroetano	1,15	1,48	4,04	1,206	30,0	32,2



DNAPL	Log K _{oc} (ml/g)	Log K _{ow}	Densidad de vapor (g/l)	Densidad relativa de vapor	Tensión interfacial DNAPL-agua (dina/cm)	Tensión superficial (dina/cm)
1,1-Dicloroetileno	1,81	2,13	3,96	2,545	37,0	24,0
trans-1,2-Dicloroetileno	1,77	2,09	3,96	1,827	30,0	25,0
1,2-Dicloropropano	1,71	2,28	4,62	1,162		28,7
cis-1,3-Dicloropropeno	1,68	1,41	4,54	1,094	23,8	31,2
trans-1,3-Dicloropropeno	1,68	1,41	4,54	1,094		
Diclorvos	9,57	1,40	9,03	1,000		
Dietil ftalato	1,84	2,35	9,08	1,000		37,5
Dimetil ftalato	1,63	1,61	7,94	1,000		
Dibromuro de etileno	1,64	1,76	7,68	1,080	36,5	38,7
Hexaclorobutadieno	3,67	4,78	10,66	1,002		
Hexaclorociclopentadieno	3,63	5,04	11,15	1,001		37,5
Yodometano	1,36	1,69	5,80	2,943		31,0
1-Yodopropano	2,16	2,49	6,95	1,259		
Malatión	2,46	2,89	13,50	1,000		
Cloruro de metileno	0,94	1,30	3,47	1,897	28,3	27,9
Nitrobenceno	2,01	1,95	5,03	1,001	25,7	43,0
Nitroetano		0,18	3,07	1,033		
1-Nitropropano		0,87	3,64	1,021		
2-Nitrotolueno		2,30	5,61	1,001		
3-Nitrotolueno		2,42	5,61	1,001		
Paratión	3,07	3,81	11,91	1,000		
PCB-1016	4,70	5,88		1,000		
PCB-1221	2,44	2,80		1,000		
PCB-1232	2,83	3,20	9,03	1,000		
PCB-1242	3,71	4,11	10,67	1,000		
PCB-1248	5,64	6,11		1,000		
PCB-1254	5,61	6,47	13,36	1,000		
Pentacloroetano	3,28	2,89	8,27	1,027		34,7
1,1,2,2-Tetrabromoetano	2,45	2,91	14,13	1,001		
1,1,2,2-Tetracloroetano	2,07	2,56	6,86	1,032		36,0
Tetracloroetileno	2,42	2,60	6,78	1,088	44,4	31,3
Tiofeno	1,73	1,81	3,44	1,152		



DNAPL	Log K_{oc} (ml/g)	Log K_{ow}	Densidad de vapor (g/l)	Densidad relativa de vapor	Tensión interfacial DNAPL-agua (dina/cm)	Tensión superficial (dina/cm)
1,2,4-Triclorobenceno	3,98	4,02	7,42	1,003		39,1
1,1,1-Tricloroetano	2,18	2,47	5,45	1,479	45,0	25,4
1,1,2-Tricloroetano	1,75	2,18	5,45	1,091		34,0
Tricloroetileno	2,10	2,53	5,31	1,272	34,5	29,3
1,1,2-Triclorofluorometano	2,20	2,53	5,85	4,415		19,0
1,2,3-Tricloropropano	1,98	2,27	5,10	1,011		
1,1,2-Triclorotrifluoroetano	2,59	2,57	7,66	3,062		
Fosfato de tricresilo	3,37	5,11	15,06			



Tabla A-4. Difusión, degradación en suelos y aguas subterráneas

DNAPL	Coefficiente de difusión en el aire (cm ² /s)	Coefficiente de difusión en el agua (cm ² /s)	Tiempo de semidegradación en suelos (días)	Tiempo de semidegradación en aguas subterráneas (días)
Anilina	8,30E-02	1,01E-05		
o-Anisidina	6,52E-02	8,91E-06	28-180	56-360
Alcohol de bencilo	7,31E-02	9,37E-06		
Cloruro de bencilo	6,34E-02	8,81E-06	0,62-12	0,62-12
Bis(2-cloroetil) éter	5,67E-02	8,71E-06	28-180	56-360
Bis(2-cloroisopropil) éter			18-180	36-360
Bromobenceno	5,37E-02	9,30E-06		
Bromoclorometano	7,87E-02	1,22E-05		
Bromodiclorometano	5,63E-02	1,07E-05		
Bromoetano	1,00E-01	1,35E-05		
Bromoformo	3,57E-02	1,04E-05	28-180	56-360
Ftalato de butil bencilo	2,08E-02	5,17E-06	1-7	2-180
Disulfuro de carbono	8,92E-02	1,1E-05		
Tetracloruro de carbono	7,97E-02	9,78E-06	180-360	7-360
Clorobenceno	7,50E-02	7,9E-06	68-150	136-300
2-Cloroetil vinil éter	7,44E-02	9,49E-06		
Cloroformo	9,90E-02	9,1E-06	28-180	56-1.800
1-Cloro-1-nitropropano				
2-Clorofenol	6,61E-02	9,48E-06		
Fenil-4-clorofenil éter	2,69E-02	6,96E-06		
Cloropicrina	5,18E-02	9,62E-06		
m-Clorotolueno				
o-Clorotolueno	6,29E-02	8,72E-06	28-180	14-180
p-Clorotolueno	6,26E-02	8,66E-06	28-180	56-360
Dibromodifluorometano	5,18E-02	1,06E-05		
Dibutil ftalato	4,20E-02	4,1E-05	2-23	2-23
1,2-Diclorobenceno	5,62E-02	8,92E-06	28-180	56-360
1,3-Diclorobenceno	5,58E-02	8,85E-06	28-180	56-360
1,1-Dicloroetano	8,90E-02	9,5E-06	32-154	64-154
1,2-Dicloroetano	8,90E-02	9,5E-06	100-180	100-360
1,1-Dicloroetileno	9,11E-02	9,5E-06	28-180	56-132



DNAPL	Coefficiente de difusión en el aire (cm ² /s)	Coefficiente de difusión en el agua (cm ² /s)	Tiempo de semidegradación en suelos (días)	Tiempo de semidegradación en aguas subterráneas (días)
trans-1,2-Dicloroetileno	9,11E-02	9,5E-06		
1,2-Dicloropropano	7,33E-02	9,73E-06	167-1289	334-2.592
cis-1,3-Dicloropropeno	7,65E-02	1,02E-05	5-11	5-11
trans-1,3-Dicloropropeno	7,63E-02	1,01E-05	5-11	5-11
Diclorvos	2,79E-02	9,33E-06		
Dietil ftalato	2,61E-02	6,72E-06	3-56	6-112
Dimetil ftalato	2,99E-02	7,14E-06	1-7	2-14
Dibromuro de etileno			28-180	20-120
Hexaclorobutadieno	2,67E-02	7,03E-06	28-180	56-360
Hexaclorociclopentadieno	2,72E-02	7,22E-06	7-28	20.455
Yodometano	7,49E-02	1,27E-05	7-28	14-56
1-Yodopropano				
Malatión	2,1E-02	5,24E-06	3-7	8-103
Cloruro de metileno	1,02E-01	1,1E-06	7-28	14-56
Nitrobenceno	7,20E-02	7,6E-06	12-197	2-394
Nitroetano				
1-Nitropropano			28-180	56-360
2-Nitrotolueno				
3-Nitrotolueno				
Paratión	2,29E-02	5,82E-06		
PCB-1016	4,69E-02	5,48E-06		
PCB-1221	5,78E-02	6,75E-06		
PCB-1232	5,78E-02	6,75E-06		
PCB-1242	4,32E-02	5,04E-06		
PCB-1248	4,32E-02	5,04E-06		
PCB-1254	4,01E-02	4,68E-06		
Pentacloroetano	3,15E-02	8,57E-06		
1,1,2,2-Tetrabromoetano				
1,1,2,2-Tetracloroetano	4,89E-02	9,29E-06	0,45-45	0,45-45
Tetracloroetileno	7,40E-02	7,5E-06	180-360	360-720
Tiofeno	9,18E-02	1,10E-05		
1,2,4-Triclorobenceno	3,96E-02	8,40E-06	28-180	56-360
1,1,1-Tricloroetano	7,96E-02	8E-06	140-273	140-546



DNAPL	Coefficiente de difusión en el aire (cm ² /s)	Coefficiente de difusión en el agua (cm ² /s)	Tiempo de semidegradación en suelos (días)	Tiempo de semidegradación en aguas subterráneas (días)
1,1,2-Tricloroetano	7,90E-02	8E-06	136-360	136-720
Tricloroetileno	8,11E-02	8,3E-06	180-360	321-1.653
1,1,2-Triclorofluorometano	6,54E-02	1,00E-05	180-360	360-720
1,2,3-Tricloropropano	5,75E-02	9,24E-06	180-360	360-720
1,1,2-Triclorotrifluoroetano	3,76E-02	8,59E-06	180-360	360-720
Fosfato de tricresilo				



Tabla A-5. Valores genéricos para la protección de las aguas subterráneas

DNAPL	ACA, 2007. Proyecto QUASAR		RCRA o normativa de Nueva Jersey
	Aguas subterráneas (valor genérico de no riesgo) $\mu\text{g/l}$	Aguas subterráneas (valor genérico de intervención) $\mu\text{g/l}$	Aguas subterráneas (valor genérico de intervención) $\mu\text{g/l}$
Anilina			6
Alcohol de bencilo			2.000 NJ
Bis(2-cloroetil) éter			3
Bis(2-cloroisopropil) éter			300 NJ
Bromodiclorometano			3×10^{-2}
Bromoformo	150	450	700
Ftalato de butil bencilo			7.000
Disulfuro de carbono			4.000
Tetracloruro de carbono	8	30	0,3
Clorobenceno	80	240	700
Cloroformo	70	210	6
2-Clorofenol			200
o-Clorotolueno			10 NJ
p-Clorotolueno			2×10^{-3} NJ
Dibutil ftalato			4.000
1,2-Diclorobenceno			600 NJ
1,3-Diclorobenceno			600 NJ
1,1-Dicloroetano	10	50	70 NJ
1,2-Dicloroetano			5
1,1-Dicloroetileno	10	60	7
trans-1,2-Dicloroetileno	80	240	100 NJ
1,2-Dicloropropano			0,5 NJ
cis-1,3-Dicloropropano			10
trans-1,3-Dicloropropeno			10
Dietil ftalato			30.000
Dimetil ftalato			7.000 NJ
Dibromuro de etileno			4×10^{-4}
Hexaclorobutadieno			4
Hexaclorociclopentadieno			200



DNAPL	ACA, 2007. Proyecto QUASAR		RCRA o normativa de Nueva Jersey
	<u>Aguas subterráneas</u> (valor genérico de no riesgo) µg/l	<u>Aguas subterráneas</u> (valor genérico de intervención) µg/l	<u>Aguas subterráneas</u> (valor genérico de intervención) µg/l
Malatión			200 NJ
Cloruro de metileno			5
Nitrobenceno			20
Paratión			200
PCB-1016			5×10^{-3}
PCB-1221			5×10^{-3}
PCB-1232			5×10^{-3}
PCB-1242			5×10^{-3}
PCB-1248			5×10^{-3}
PCB-1254			5×10^{-3}
1,1,2,2-Tetracloroetano	7	30	20
Percloroetileno	10	75	0,7
1,2,4-Triclorobenceno			700
1,1,1-Tricloroetano	20	90	3.000
1,1,2-Tricloroetano			7
Tricloroetileno	10	50	5
1,1,2-Triclorofluorometano			10.000
1,2,3-Tricloropropano			200

RCRA: sigla del inglés *Resource Conservation and Recovery Act*. Es la principal ley federal de recuperación y conservación de recursos en los Estados Unidos, promulgada en 1976 para regular la eliminación de residuos sólidos y residuos peligrosos.



Tabla A-6. Valores genéricos para la protección de la salud humana en suelos (Real Decreto 9/2005)

Sustancia química	Número CAS	Uso industrial	Uso urbano	Otros usos
		(mg/kg peso seco)		
Diclorometano	75-09-2	60	6	0,6
1,1-Dicloroetano	75-34-3	100	70	7
1,2-Dicloroetano	107-06-2	5	0,5	0,05
1,1,2-Tricloroetano	79-00-5	10	1	0,1
1,1,2,2-Tetracloroetano	79-34-5	3	0,3	0,03
1,1-Dicloroetileno	75-35-4	1	0,1	0,01
Tricloroetileno	79-01-6	70	7	0,7
Tetracloroetileno	127-18-4	10	1	0,1
1,2-Dicloropropano	78-87-5	4	0,5	0,05
1,3-Dicloropropeno	42-75-6	7	0,7	0,07
Acenafteno	83-32-9	100	60	6
Acetona	67-64-1	100	1	1
Aldrin	309-00-2	1	0,1	0,01
Antraceno	120-12-7	100	100	45
Benzo(a)antraceno	56-55-3	20	2	0,2
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	3	0,3	0,03
Benceno	71-43-2	10	1	0,1
Clorobenceno	108-90-7	35	10	1
1,2-Diclorobenceno	95-50-1	100	70	7
1,4-Diclorobenceno	106-46-7	40	4	0,4
1,2,4-Triclorobenceno	120-82-1	90	9	0,9
p-Cloroanilina	106-47-8	30	3	0,3
Clordano	57-74-9	1	0,1	0,01
Cloroformo	67-66-3	5	3	0,7
Cloruro de vinilo	75-01-4	1	0,1	0,01
Cresol	95-48-7	100	40	4
Criseno	218-01-9	100	100	20
p,p'-DDE	72-55-9	60	6	0,6
p,p'-DDT	50-29-3	20	2	0,2
p,p'-DDD	72-54-8	70	7	0,7



Sustancia química	Número CAS	Uso industrial	Uso urbano	Otros usos
		(mg/kg peso seco)		
Dieldrín	60-57-1	1	0,1	0,01
Endosulfán	115-29-7	60	6	0,6
Endrina	72-20-8	1	0,1	0,01
Estireno	100-42-5	100	100	20
Etilbenceno	100-41-4	100	20	2
Fenol	108-95-2	100	70	7
2-Clorofenol	95-57-8	100	10	1
2,4-Diclorofenol	120-83-2	10	1	0,1
2,4,5-Triclorofenol	95-95-4	100	100	10
2,4,6-Triclorofenol	88-06-2	90	9	0,9
Pentaclorofenol	87-86-5	1	0,1	0,01
Fluoranteno	206-44-0	100	80	8
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	20	2	0,2
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	100	20	2
Fluoreno	86-73-7	100	50	5
Heptacloro epoxido	1024-57-3	1	0,1	0,01
Hexacloro benceno	118-74-1	1	0,1	0,01
Hexacloro butadieno	87-68-3	10	1	0,1
Hexaclorociclohexano-alfa	319-84-6	1	0,1	0,01
Hexaclorociclohexano-beta	319-85-7	1	0,1	0,01
Hexaclorociclohexano-gamma	58-89-9	1	0,1	0,01
Hexacloroetano	67-72-1	9	0,9	0,09
Naftaleno	91-20-3	10	8	1
PCB	13-36-36-3	0,8	0,08	0,01
Pireno	129-00-0	100	60	6
Benzo(a)pireno	50-32-8	2	0,2	0,02
Indano (1,2,3-cd) pireno	193-39-5	30	3	0,3
Tetracloruro de carbono	56-23-5	1	0,5	0,05
Tolueno	108-88-3	100	30	3
Xileno	1330-20-7	100	100	35



Tabla A-7. Valores genéricos para la protección de ecosistemas en suelos (Real Decreto 9/2005)

Sustancia química	Número CAS	Organismos del suelo	Organismos acuáticos	Vertebrados terrestres
		(mg/kg peso seco)		
1,1-Dicloroetano	75-34-3		0,06	4,18
1,2-Dicloroetano	107-06-2		0,16	0,24
1,1,2-Tricloroetano	79-00-5		0,16	0,3
1,1,2,2-Tetracloroetano	79-34-5		0,02	0,04
Tricloroetileno	79-01-6		0,21	0,45
Tetracloroetileno	127-18-4	0,01	0,06	0,15
1,2-Dicloropropano	78-87-5	4,24	0,07	0,43
1,3-Dicloropropeno	42-75-6		0,01	0,58
Acenafteno	83-32-9		0,02	4,85
Acetona	67-64-1		0,54	6,71
Aldrin	309-00-2	0,01	0,01	0,01
Antraceno	120-12-7		0,01	22
Benzo(a) antraceno	56-55-3	3,8	0,01	
Benceno	71-43-2	1	0,2	0,11
Clorobenceno	108-90-7	1	0,03	7,66
1,2-Diclorobenceno	95-50-1		0,11	3,15
1,4-Diclorobenceno	106-46-7	0,1	0,16	0,53
1,2,4-Triclorobenceno	120-82-1	0,05	0,79	0,94
p-Cloroanilina	106-47-8	0,14	0,01	0,09
Clordano	57-74-9	0,04	0,01	0,01
Cloroformo	67-66-3		0,01	0,01
p,p'-DDE	72-55-9	0,14	0,01	0,01
p,p'-DD1	50-29-3		0,01	0,01
Dieldrín	60-57-1	0,13	0,01	0,01
1.4-Dioxano	123-91-1	1,45	13,9	
Endosulfán	115-29-7	0,01	0,01	0,04
Endrina	72-20-8		0,01	0,01
Estireno	100-42-5	0,68	0,25	100
Etilbenceno	100-41-4		0,08	4,6
Decabromofenil éter	1163-19-5		2,66	59,7
Pentabromodifenil éter	32534-81-9	0,32	5,18	0,01



Sustancia química	Número CAS	Organismos del suelo	Organismos acuáticos	Vertebrados terrestres
		(mg/kg peso seco)		
Octabromodifenil éter	32536-52-0		0,51	0,24
Fenol	108-95-2	0,27	0,03	23,7
2-Clorofenol	95-57-8	0,04	0,01	0,12
2,4-Diclorofenol	120-83-2	0,2	0,06	0,02
2,4,5-Triclorofenol	95-95-4	0,05	0,09	3,3
2,4,6-Triclorofenol	88-06-2	0,4	0,012	0,03
Pentacloro fenol	87-86-5	0,02	0,01	0,01
Fluoranteno	206-44-0	1	0,03	1,96
Fluoreno	86-73-7	0,22	0,02	2,84
Fluoruros	7664-39-3	11	0,29	3,7
Hexaclorobenceno	118-74-1	5,7	0,01	0,01
Hexaclorobutadieno	87-68-3		0,01	
Hexaclorociclohexano-alfa	319-84-6		0,25	0,05
Hexaclorociclohexano-beta	319-85-7		0,38	0,01
Hexaclorociclohexano-gamma	58-89-9	0,01	0,01	0,23
Hexacloroetano	67-72-1		0,03	0,03
Naftaleno	91-20-3		0,05	0,06
Nonilfenol	25154-52-3	0,1	0,031	0,78
Pireno	129-00-0	0,34	0,01	1,2
Benzo(a)pireno	50-32-B		0,01	
Tetracloruro de carbono	56-23-5	0,15	0,12	
Tolueno	108-88-3		0,24	13,5
Xileno	1330-20-7	0,3	0,07	



ANEXO

TABLAS DE CONVERSIÓN DE UNIDADES

	atm	bar	cm H ₂ O	mm Hg	Pa
atm	1	1,0133	$1,0133 \times 10^3$	$7,6 \times 10^2$	$1,0133 \times 10^5$
bar	0,98692	1	$1,0198 \times 10^3$	$7,6 \times 10^2$	1×10^5
cm H ₂ O	$9,6780 \times 10^{-4}$	$9,8062 \times 10^{-4}$	1	$7,3553 \times 10^{-1}$	$9,8062 \times 10^1$
mm Hg	$1,3158 \times 10^{-3}$	$1,3332 \times 10^{-3}$	1,3596	1	$1,332 \times 10^2$
Pa	$9,8692 \times 10^{-6}$	1×10^{-5}	$1,0198 \times 10^{-2}$	$7,5006 \times 10^{-3}$	1

Notas: atm = atmósferas; bar = bares; cm = centímetros; mm = milímetros; Pa = pascales;
1 Pa = 1 N/m²; m = metros

Ejemplo:

la presión de un gas es de 200 kPa. Para convertirlo a las diferentes unidades de presión mencionadas, en primer lugar se tiene que determinar este valor en la unidad de pascales, multiplicándolo por 10^3 (200.000 Pa). Si se quiere convertir, por ejemplo, a atmósferas, esta conversión se lleva a cabo multiplicando los 200.000 Pa por $9,8692 \times 10^{-6}$, que da como resultado un valor de 1,97 atm.

